

Recueil des résumés



Entre agriculture et forêt
Séminaire scientifique sur le thème :

**Forêts et écosystèmes cultivés
Vers une intensification écologique ?**

CONTEXTE et OBJECTIF

Natura enim nisi parendo vincitur (Francis Bacon, 1620) : on ne soumet la nature qu'en lui obéissant. Au cours de l'ère industrielle, agronomes et forestiers ont parfois espéré faire mentir cette vieille maxime jugée trop fataliste. Mais la nature garde néanmoins ses limites et l'exigence d'une "gestion durable" a dû être réaffirmée à la fin du XX^e siècle. Qu'en est-il aujourd'hui après 30 ans de débats : quels concepts et méthodes se dégagent-ils et comment les scientifiques accompagnent-ils l'émergence de nouvelles pratiques forestières et agricoles?

Dans le domaine forestier, la volonté de produire dans le respect du fonctionnement naturel est ancienne. On cite régulièrement l'ordonnance de Philippe VI de Valois édictée à Brunoy en 1346, demandant que les Maîtres des Eaux et Forêts fassent les coupes de bois de manière à ce que « lesdites forez se puissent perpétuellement soustenir en bon estat ». Le traité d'économie sylvicole publié en 1713, voici juste trois cents ans, par Hans Carl von Carlowitz définit la **durabilité** en quatre piliers économique, écologique, social et politique, posant ainsi bien avant l'heure les bases du développement durable. On cite par ailleurs fréquemment les préceptes d'Étienne-François Dralet qui conseille en 1824 : « Aidez la nature en l'imitant », ou encore de Bernard Lorentz et Adolphe Parade à qui la tradition orale impute la maxime « Imiter la nature, hâter son œuvre » (à partir de 1825). Plus récemment, la notion de **gestion durable et multifonctionnelle des forêts** s'est développée à la suite du Sommet de la Terre à Rio de Janeiro en 1992. C'est bien dans cette lignée que se situe le Grenelle de l'Environnement proposant en 2007 de « Produire plus de bois tout en préservant mieux la biodiversité ». Le projet de recherche FORGECO (Forêts, gestion et écosystèmes, programme ANR « SYSTERRA ») vise à approfondir la mise en œuvre de cette orientation.

Dans le domaine agronomique, la dégradation de la qualité des sols, de l'eau, voire des aliments qui est observée, ainsi que la croissance du coût des engrais et phytocides de synthèse, ont conduit à imaginer de nouveaux schémas de production. Le terme d'**agro-écologie** est né à la fin des années 1920 (Bersin, 1928), essentiellement en référence à la protection des cultures. Il s'est ensuite enrichi pour désigner non seulement un domaine de recherche mais aussi un ensemble de principes et de doctrines fédérant des mouvements sociaux. L'agro-écologie consiste à appliquer les concepts de l'écologie à la gestion durable des agrosystèmes en tirant profit des processus naturels, notamment du fonctionnement des cycles de l'eau, du carbone et des éléments minéraux, ainsi que des chaînes trophiques. D'autres concepts en sont proches, dont celui d'**intensification écologique** qui est apparu quant à lui dans les années 1980 (Egger, 1986) pour répondre à la dégradation des sols tropicaux. L'intensification écologique a ensuite évolué dans son contenu et a gagné en visibilité, notamment en France, toujours à l'occasion du Grenelle de l'Environnement (Griffon, 2007 ; 2013). Elle cherche à maintenir des rendements élevés en préservant l'environnement et en s'inspirant aussi des processus naturels. Entre temps la **multifonctionnalité de l'agriculture** a également été mise en avant pour déboucher sur diverses mesures agri-environnementales.

La recherche d'un compromis entre production et préservation caractérise ainsi l'agriculture comme la foresterie, même si des différences apparaissent entre les deux domaines du fait d'histoires et d'enjeux distincts. Il apparaît intéressant de développer, analyser et comparer les recherches réalisées en matière d'intensification écologique des forêts et autres systèmes cultivés pour en tirer des conclusions aux plans opérationnel et scientifique. Les aspects sociaux n'en seront pas absents, par exemple dans ce cadre de **démarches territoriales concertées**.

Les interventions réalisées dans le cadre de ce séminaire s'intéresseront à **la gestion intégrée des écosystèmes**, à une production épargnant, utilisant ou valorisant les écosystèmes, ou encore à une préservation des écosystèmes consciente des conséquences, sur la production, des mesures préconisées. Elles pourront s'appuyer sur des études de cas mais veilleront à donner une certaine représentativité ou généralité à leurs conclusions de manière à pouvoir comparer non seulement les méthodes mais aussi les enseignements tirés de la gestion des forêts et autres écosystèmes cultivés. Plus précisément, les principales thématiques susceptibles d'être traitées peuvent être structurées de la manière suivante :

1. **Evaluation des impacts des pratiques** sur les propriétés physiques et la fertilité du sol, le renouvellement des ressources, les cycles biogéochimiques, la qualité de l'air et de l'eau, la biodiversité, le cadre de vie, l'alimentation et la santé humaine ; elle envisage aussi bien les conséquences indirectes que directes des pratiques ; elle constitue un préalable aux thématiques suivantes.
2. **Prise en compte et valorisation des services écosystémiques** : il s'agit de réduire les effets néfastes, de tirer parti, à titre accessoire ou principal, des retombées bénéfiques de certaines pratiques, de favoriser la résistance et la résilience des écosystèmes cultivés aux perturbations et risques, de dépasser la seule production de biens de consommation pour contribuer à l'atténuation du changement climatique, à la qualité et à la régulation des eaux, à la diversité biologique, à la qualité des habitats, au recyclage, au paysage.
3. **Méthodes de mise en œuvre de la durabilité** : elle permettent à la fois de maintenir un niveau élevé de production et de tirer parti des ressources et processus naturels sans les dégrader ; il peut s'agir de méthodes scientifiques, techniques, politiques, organisationnelles (gouvernance) propres à faciliter l'analyse des problématiques ou la synthèse des connaissances dans le cadre d'une aide à la décision et de la gestion du changement.
4. **Analyse des avantages et inconvénients, leviers et freins liés à l'évolution des pratiques** : elle prend en compte aussi bien la mise en œuvre des pratiques que ses répercussions sur les filières, les territoires et les ménages, en lien avec leurs attentes.

Le séminaire convoque aussi bien les sciences de la nature que celles de la société.

Sommaire

Contexte et objectif	2
Sommaire	3
Quels indicateurs de la qualité des sols pour une évaluation de l'intensification écologique des systèmes prairiaux et forestiers de moyenne montagne calcaire	
Jean-Jacques Brun, Lauric Cécillon, Jean-Maxime Gonzales, Pierre Gos, Sandra Lavorel, Cordonnier Thomas, Grégory Loucougaray.....	5
Impacts des changements d'usage anciens sur la biodiversité et les sols forestiers	
Jean-Luc Dupouey, Laurent Bergès, Christophe Bouget, Sandrine Chauchard, Thomas Cordonnier, Emmanuelle Dauffy-Richard, Thomas Feiss, Pierre Montpied, Xavier Rochel.....	11
Impact des récoltes de bois énergie sur la biodiversité	
Christophe Bouget.....	18
Exploitation forestière : quelles bonnes pratiques pour la protection de l'environnement ?	
Paul Magaud.....	20
Pratiques agricoles et propriétés agro-écologiques des prairies dans un processus d'intensification écologique : le cas de l'élevage bovin dans le Vercors	
Grégory Loucougaray, Pierre Gos, Laurent Dobremez, Baptiste Nettier, Yves Pauthenet, Sandra Lavorel.....	24
Impact d'un mélange d'espèces fixatrice/non fixatrice d'azote (<i>Robinia pseudoacacia</i> / <i>Populus × euramericana</i>) sur l'allocation et la dynamique du carbone d'une plantation à courte rotation	
Cécilia Gana, Caroline Plain, Pierrick Priault, Dominique Gérant, Daniel Epron, Nicolas Marron.....	31
Comment appliquer la notion d'intensivité écologique en agriculture et en foresterie?	
Michel Griffon.....	38
Effet de la gestion sur les services écosystémiques des forêts hétérogènes de montagne : analyse du compromis production- biodiversité par simulation	
Valentine Lafond, Thomas Cordonnier, Benoît Courbaud.....	55
Impacts de l'intensification des fonctions de préservation de la biodiversité et de production de bois sur la flexibilité de la sylviculture en futaie irrégulière	
Bruno Bonté, Francis De Morogue, Thomas Cordonnier, Jean-Denis Mathias.....	61
Comment produire simultanément de multiples biens et services écosystémiques : exemple de la gestion de futaies de chênes	
Nicolas Robert.....	66
Simulation des dynamiques paysagères : analyse de l'évolution Simulation des dynamiques paysagères : analyse de l'évolution d'indicateurs de production et de biodiversité forestière dans les Quatre Montagnes	
Vincent Thierion, Clément Parmentier, Thomas Cordonnier, Sandra Luque.....	67

Approches quantitatives et qualitatives des réseaux de services écosystémiques dans les Alpes françaises : vers une gestion intégrée à l'échelle du massif ?	
Emilie Crouzat, Coline Byczek, Maud Mouchet, Sandra Lavorel	75
Analyse économique et intensification écologique	
Jean-Luc Peyron	80
Evaluation des impacts des pratiques	
Mohamed Ghali	93
Le rôle indicateur des micro-habitats d'arbre et leurs implications dans la gestion écologique des forêts	
Baptiste Regnery, Denis Couvet, Loren Kubarek, Jean-François Julien, Olivier Ferreira, Emmanuel Cosson, Jérôme Guyot, Christian Kerbiriou	99
La gestion adaptative au service d'une intensification écologique des écosystèmes forestiers ? Discussion à partir des résultats du « jeu de territoire Vercors »	
Armelle Caron, Philippe Chambon, Sylvie Lardon, Monique Bouchaud	104
Intensification écologique et gestion de l'information : le défi de l'action mesurée	
Christophe Chauvin	107
Croiser regards sur forêt et agriculture : des questions pour la recherche (Contribution écrite)	
Yves Poss, Patrice Cayre, Émilie Jamet	108
Une sylviculture écologiquement intensive ? (document de travail)	
Yves Poss	113
Lien vers la revue <i>Environmental Management</i>	114
Du diagnostic à l'action	115

Quels indicateurs de la qualité des sols pour une évaluation de l'intensification écologique des systèmes prairiaux et forestiers de moyenne montagne calcaire

Jean-Jacques Brun¹, Lauric Cécillon², Jean-Maxime Gonzales³,
Pierre Gos⁴, Sandra Lavorel⁵, Cordonnier Thomas⁶, Grégory Loucougaray⁷

¹IRSTEA, UR EMGR, 2 rue de la Papeterie, BP 76, 38402 Saint Martin d'Hères cedex, jean-jacques.brun@irstea.fr

²IRSTEA, UR EMGR, 2 rue de la Papeterie, BP 76, 38402 Saint Martin d'Hères cedex, lauric.cecillon@irstea.fr

³IRSTEA, UR EMGR, 2 rue de la Papeterie, BP 76, 38402 Saint Martin d'Hères cedex, jean-maxime.gonzalez@irstea.fr

⁴Laboratoire d'Ecologie Alpine (LECA), UMR 5553 CNRS / Université Joseph Fourier, BP 53, 38041 Grenoble cedex 9, pierre.gos@ens-lyon.org

⁵Laboratoire d'Ecologie Alpine (LECA), UMR 5553 CNRS / Université Joseph Fourier, BP 53, 38041 Grenoble cedex 9, sandra.lavorel@ujf-grenoble.fr

⁶IRSTEA, UR EMGR, 2 rue de la Papeterie, BP 76, 38402 Saint Martin d'Hères cedex, thomas.cordonnier@irstea.fr

⁷IRSTEA, UR DTGR, 2 rue de la Papeterie, BP 76, 38402 Saint Martin d'Hères cedex, gregory.loucougaray@irstea.fr

Introduction

Les écosystèmes prairiaux et forestiers de moyenne montagne calcaire sont de plus en plus sollicités dans le cadre de la transition écologique pour augmenter leurs productivités fourragères et ligneuses. Cette démarche vise à favoriser les produits locaux de qualité issus de l'élevage et les ressources renouvelables de type ligneuses. Maintenir ou augmenter la production de ces milieux tout en préservant le bon fonctionnement des écosystèmes constitue un défi d'intensification écologique pour lequel il est nécessaire de développer des modes d'évaluation.

La qualité des sols constitue un des éléments clés du fonctionnement des écosystèmes. En particulier les modalités d'utilisation des terres influencent profondément les propriétés édaphiques et donc la capacité des sols à assurer les grandes fonctions écologiques que sont la fertilité et le stockage du carbone. Développer des indicateurs de la qualité des sols, liés aux grandes fonctions édaphiques, représente donc un enjeu fort dans un processus d'évaluation de l'intensification écologique des systèmes culturels, prairiaux et forestiers de montagne.

Une approche récente de la qualité des sols (Dominati et al., 2010) distingue (1) les propriétés peu modifiables parmi lesquelles on trouve : le taux d'argile et la profondeur du sol par exemple et (2) les propriétés modifiables où l'on va trouver : la teneur en nutriments, le stock de carbone, et le C/N. Cette distinction est intéressante car elle peut permettre de cibler les descripteurs de la qualité des sols qui vont pouvoir être modifiés au cours de trajectoires d'intensification écologique dans l'objectif de maintenir un bon niveau de compromis entre production et fonctionnalité de l'écosystème.

Contexte et problématique

Dans ce travail nous avons développé un cadre commun d'intensification écologique (IE) aux écosystèmes forestiers, prairiaux ou culturels en nous appuyant sur la définition du Cirad (2008) : *il s'agit non seulement d'une forme d'intensification qui préserve l'environnement mais aussi d'une démarche qui vise à utiliser plus amplement les processus écosystémiques à savoir les processus et les fonctionnalités de l'écosystème, de mieux valoriser les ressources rares, comme l'eau, ou encore d'améliorer les services écologiques (stockage de carbone, diversité biologique, prévention des catastrophes naturelles).*

Nous avons choisi de considérer l'IE comme un processus permettant de limiter le compromis entre production fourragère ou forestière et naturalité des écosystèmes concernés (Bommarco et al, 2013). En effet une vision classique décrit que plus le prélèvement et la production primaire au sein des écosystèmes sont importants (fertilisation, forte intensité de l'exploitation, contrôle de la composition spécifique...) plus leur naturalité est altérée. *Il est communément admis que tout système naturel intensifié pour des productions agricoles ou forestières perd en naturalité et donc en fonctionnalités écologiques intrinsèques (Green, 1990 ; Tilman et al, 2001).* L'IE correspond alors, dans ce contexte, à un processus qui vise à maintenir ou à améliorer la production tout en optimisant la naturalité de l'écosystème (Figure 1). *Dans cette vision l'intensification écologique maximale théorique est réalisée lorsque la productivité du système s'appuie sur une naturalité potentielle maximale et donc une optimisation des fonctions inhérentes à l'écosystème.*

Cette approche permet d'identifier une marge de manœuvre possible d'IE. Nous postulons qu'il existe dans chaque contexte territorial un compromis optimal entre naturalité et production (Figure 1) qui dépend de variables environnementales (climat, type de sol) et de variables socio-économiques (types d'exploitations, marchés)

Le degré d'IE de parcelles forestières ou prairiales peut donc être, sur ce double gradient de production et de naturalité, estimé par l'écart de naturalité des parcelles au-delà d'un seuil de productivité donné (Fig. 1) Des parcelles présentant une naturalité plus élevée que d'autres tout en ayant une productivité supérieure ou égale peuvent être considérées comme plus intensifiées écologiquement.

Disposer d'indicateurs sensibles reflétant ces différences de degré d'IE (ie de naturalité pour des parcelles à production équivalente ou supérieure) constituerait un atout majeur pour évaluer les seuils d'IE, d'autant plus si ces indicateurs sont reliés aux propriétés écosystémiques qui sous-tendent la production comme c'est le cas pour de nombreux indicateurs liés au sol (de Vries et al 2013).

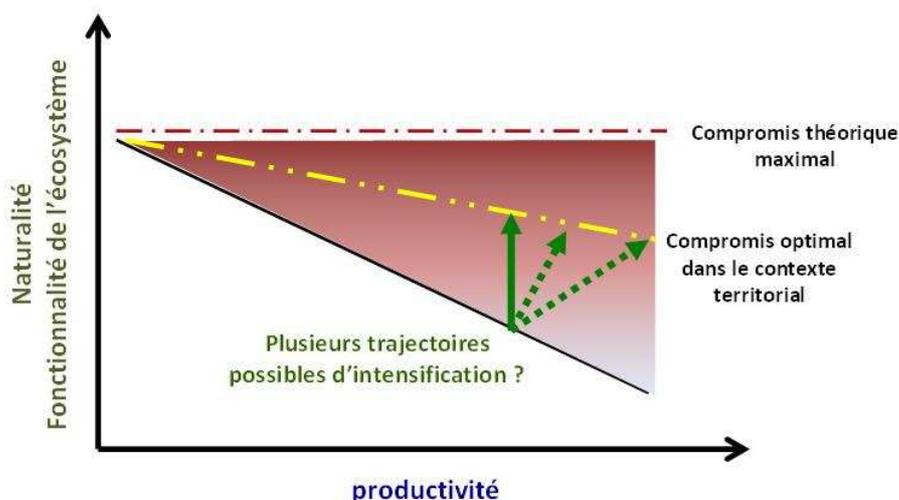


Figure 1 : Représentation théorique des marges d'intensification écologique théorique et optimale dans un référentiel naturalité/productivité

En utilisant une double approche basée sur (i) le positionnement de parcelles forestières et prairiales sur le référentiel de naturalité et de productivité et (ii) d'autre part la réponse d'indicateurs de qualité des sols sur ces parcelles liées à des gradients d'usage forestiers ou prairiaux sur, notre objectif est de déterminer si les descripteurs de la qualité des sols peuvent constituer des indicateurs sensibles des processus d'intensification écologique.

Matériel et méthodes

La zone d'étude se situe au cœur du parc naturel régional (PNR) du Vercors dans le massif des « Quatre Montagnes » qui constitue aujourd'hui l'un des sites majeurs de la « Zone Atelier Alpes » du CNRS-Irstea, plateforme de recherche interdisciplinaire sur la « dynamique couplée des écosystèmes alpins, de leurs usages et du climat ». L'échantillonnage de terrain comprend 76 parcelles agricoles et forestières issues des deux projets ANR Systerra dont les acronymes sont « Mouve » et « Forgeco ».

Pour évaluer l'intensification écologique nous avons utilisé deux gradients d'utilisation des sols :

- (1) l'un agricole représenté par 39 placettes issues du projet ANR-SYSTERRA MOUVE et 6 placettes sur cultures, réparties en 6 types principaux sur la base de l'altitude et des usages agricoles :

Alp : 8 placettes en pâturage en alpage situées à 1600m d'altitude

PGr1 : 7 placettes en pâturage sur le plateau, situées entre 1000 et 1100 m d'altitude

C : 6 placettes sur culture monospécifiques, situées entre 1150m et 1400m

FGr1 : 9 placettes en prairies de fauche intensives (incluant des prairies temporaires) sur le plateau

FGr3-5 : 15 placettes en prairies de fauche intermédiaires et extensives sur le plateau

- (2) l'autre forestier représenté par 37 placettes issues du projet ANR-FORGEICO situées entre 1150 et 1400 m d'altitude. Ces dernières comportent une végétation de type forêt résineuse, dont les principales essences se répartissent en quatre types:

FAC : 8 placettes en forêts anciennes issues d'anciennes cultures dominées par les essences tels que *Picea abies* et *Abies alba*

FRc : 8 placettes en forêts récentes anciennement dédiées à la culture

FAP : 8 placettes en forêts anciennes issues d'anciens pâturages dominées par les essences tels que *Picea abies* et *Abies alba*

FRp : 8 placettes en forêts récentes anciennement dédiées au pâturage

L'estimation des valeurs de naturalité et de productivité pour les parcelles étudiées a été réalisée de la façon suivante :

Pour les prairies, la productivité est estimée via un indicateur calculé comme la moyenne centrée et pondérée de la digestibilité des fourrages et de la biomasse disponible à la première date d'utilisation (fauche ou pâturage), permettant de prendre en compte le compromis énergétique entre date d'usage, production et qualité énergétique du couvert. La naturalité a été calculée comme une moyenne centrée et pondérée mixant la richesse spécifique des parcelles et de l'abondance des espèces de la liste du concours « prairies fleuries », cette liste ayant été établie (Plantureux et al, 2010) pour rendre compte de diverses fonctionnalités des prairies (intérêt mellifère, aromatique, résilience aux aléas etc...).

Pour les forêts, une productivité potentielle a été estimée à partir du croisement d'une durée de saison de végétation et d'un bilan hydrique calculé pour les mois de mai à septembre. Ces données ont été obtenues à partir d'une modélisation et une cartographie des caractéristiques du sol (Dreyfus et al. 2012) et une modélisation des données climatiques. La naturalité a été calculée comme une moyenne centrée et pondérée mixant la densité d'arbres morts de plus de 17.5cm de diamètre et un indice d'inégalité des surfaces terrières individuelles des arbres (indice de Gini).

Nous avons utilisé le sol (20 premiers centimètres) comme compartiment diagnostique pour mesurer la qualité des sols en utilisant trois indicateurs largement utilisés (Dominati 2010) : l'activité biologique, la fertilité chimique et le stockage du carbone organique.

Chaque indicateur a été renseigné par un lot spécifique de descripteurs :

Pour l'activité biologique : la biomasse lombricienne (pour les parcelles forestières), la biomasse microbienne (pour les parcelles prairiales), le rapport C/N

Pour la fertilité chimique : le pH, la CEC, l'N total, le phosphore assimilable,

Pour le stock de carbone : la densité apparente, le taux de carbone organique.

La pertinence des différents descripteurs de la qualité des sols en tant qu'indicateurs de niveau d'intensification écologique est ensuite testée à l'aide d'analyses de redondance où les valeurs de naturalité et de productivité sont utilisées comme variables explicatives. Leur pertinence dans la répartition des descripteurs édaphiques des parcelles forestières et prairiales est analysée à l'aide test de permutations.

Résultats et discussion

1 – Analyse globale des parcelles dans le référentiel Naturalité/Productivité (Figure n°2)

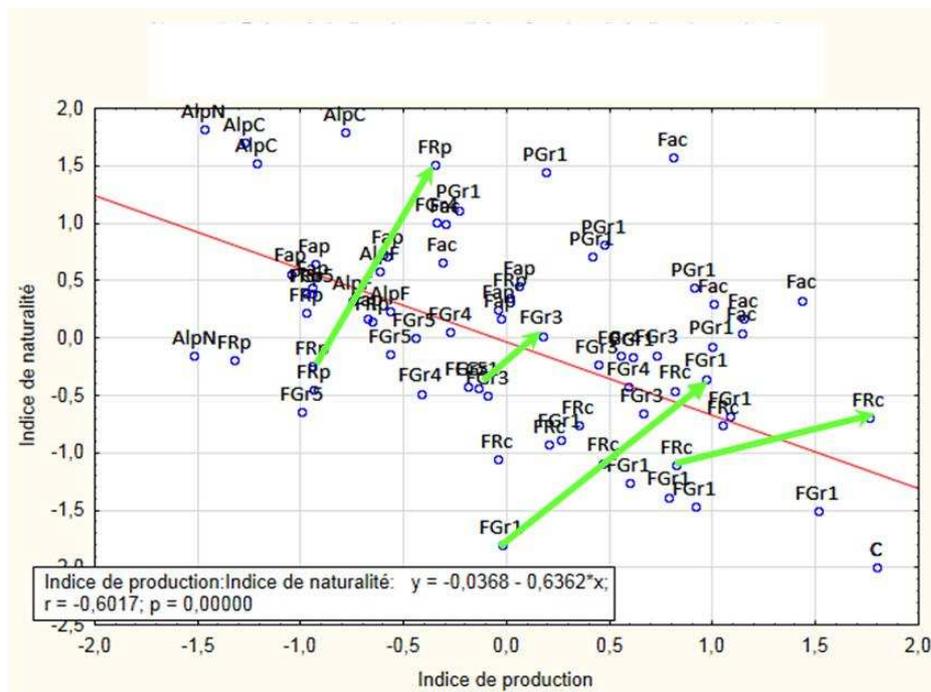


Figure 2 : Analyse globale des parcelles dans le référentiel Naturalité/ Production

L'analyse globale des parcelles met en évidence l'existence d'un compromis général entre naturalité et productivité avec une diminution significative de la naturalité lorsque la productivité augmente ($R = -0.6$; $P < 0.001$). On peut toutefois identifier des potentialités d'IE (flèches vertes) dans la plupart des types de parcelles agricoles et forestières, c'est-à-dire, au sein des même type (histoire et usage) des parcelles présentant des niveaux de naturalité supérieurs pour une productivité équivalente ou supérieure.

2 – Contribution des descripteurs de la qualité des sols

L'analyse de redondance impliquant toutes les parcelles forestières et prairiales ensemble permet de relier les descripteurs de la qualité des sols retenus pour cette étude avec les indicateurs de naturalité et de production. Bien que les valeurs de naturalité et de productivité n'expliquent que 7% de la variance leur influence est toutefois significative et permet de repérer les descripteurs du sol en lien avec les parcelles les plus intensifiées écologiquement, c'est-à-dire les descripteurs de la qualité des sols qui caractérisent le mieux les parcelles présentant à la fois des niveaux élevés de naturalité et de productivité. La teneur en argile des sols, la capacité d'échange cationique (CEC), le pH et dans une moindre mesure le C/N pour l'axe naturalité et le phosphore assimilable pour la production semblent être des indicateurs potentiels génériques de l'IE.

3 – Analyse de redondance disjointes sur les parcelles en prairies et forêts

Des analyses équivalentes ont été réalisées par grands types de milieux pour cibler la pertinence de ces indicateurs. En prairies la part de variance expliquée par la naturalité et la productivité est plus forte (12% de la variance) et significative ($P < 0.01$) et confirment l'intérêt du pH de la CEC et du stock de carbone comme descripteurs édaphiques pour évaluer l'intensification écologique des prairies sur le secteur des quatre montagnes dans le PNR du

Vercors. Au niveau des parcelles forestières le pouvoir explicatif est plus faible (5,7%) et non significatif révélant un découplage plus important entre caractéristiques du sol et marge de manœuvre d'IE sur les parcelles forestières en comparaison des prairies.

Conclusion

L'approche développée ici permet donc d'une part d'évaluer les marges possibles d'IE en prairies et forêts en s'appuyant sur une double caractérisation des parcelles forestières et prairiales sur la base de leur naturalité et de leur productivité. Dans un second temps elle permet d'identifier les descripteurs édaphiques, en lien avec la qualité des sols, les plus indicateurs du niveau d'IE des parcelles. Nos analyses révèlent que les marges potentielles d'IE sont plus importantes pour les prairies que pour les forêts des Quatre Montagnes. La gestion forestière étant globalement moins orientée vers une intensification de la production cela peut expliquer cette marge plus réduite et le faible pouvoir explicatif des descripteurs de sol en tant qu'indicateur du degré d'IE, celui-ci étant probablement déjà élevée voire proche du potentiel en forêt.

Toutefois les premiers résultats obtenus dans ce travail exploratoire montrent la capacité des indicateurs de la qualité des sols à renseigner le niveau d'IE des parcelles sélectionnées notamment prairiales. Les variables édaphiques indicatrices du niveau d'IE relèvent des 2 grandes catégories proposées par Dominati et al (2010) : des propriétés non ou peu modifiables comme le taux d'argile et la capacité d'échange cationique (CEC) qui soulignent l'importance de caractéristiques environnementales intrinsèques des parcelles dans leur potentiel d'IE, mais également des propriétés modifiables comme le pH, le stock de carbone ou le C/N. Ces résultats peuvent constituer une première base d'aide à la décision pour les gestionnaires d'espaces protégés.

Références

1. Bommarco, R., Kleijn, D. & Potts, S.G. (2013) Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *TREE*, 28, 230-238.
2. Cirad, (2008) La vision stratégique 2008-2012, Paris, Cirad éditions
3. Dominati, E., M. Patterson, et al. (2010). A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils, *Ecological Economics*, 69, 1858-1868.
4. de Vries, F.T., Thébault, E., Liiri, M. et al. (2013) Soil food web properties explain ecosystem services across European land use systems. *PNAS*, 110, 14296-14301.
5. Dreyfus, P., Emberger, C., Courdier, F. 2012. Modèle stationnel : cartographie automatique des sols pour les sites Vercors et Orléanais? Rapport interne projet FORGECO.
6. Green, B.H. 1990 Agricultural intensification and the loss of habitat, species and amenity in British grasslands: a review of historical change and assessment of future prospects. *Grass and Forage Science*, 45, 365-372.
7. Plantureux, S., Ney, A. & Amiaud, B. (2010) Evaluation of the agronomical and environmental relevance of the CAP measure 'flowering grassland'. 23rd General Meeting of the European Grassland Federation, Kiel, Germany.
8. Tilman D, et al. (2001) Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, 292, 281-284.

Impacts des changements d'usage anciens sur la biodiversité et les sols forestiers

Jean-Luc Dupouey¹, Laurent Bergès², Christophe Bouget³, Sandrine Chauchard¹, Thomas Cordonnier⁴, Emmanuelle Dauffy-Richard³, Thomas Feiss¹, Pierre Montpied¹, Xavier Rochel⁵

¹ INRA-Université de Lorraine, dupouey@nancy.inra.fr, chauchard@nancy.inra.fr,
montpied@nancy.inra.fr, thomas.feiss@yahoo.fr

² Irstea-Aix-en-Provence, laurent.berges@irstea.fr

³ Irstea-Nogent-sur-Vernisson, christophe.bouget@irstea.fr, emmanuelle.dauffy-richard@irstea.fr

⁴ Irstea-Grenoble, thomas.cordonnier@irstea.fr

⁵ Université de Lorraine, xavier.rochel@univ-lorraine.fr

1 – Introduction

Les changements d'usage des sols recouvrent deux catégories bien différentes de changements : les changements de vocation agricole d'un sol, de culture à forêt par exemple, et le changement d'itinéraire technique au sein d'une même vocation agricole, telle que la conversion de taillis en futaie dans les forêts.

Paradoxalement, les recherches en écologie forestière sur les impacts de ces changements se sont plus concentrées sur le premier aspect, et en particulier les conséquences à long terme de la recolonisation par la forêt des immenses territoires agricoles abandonnés depuis deux siècles en France (Dupouey *et al.* 2002), alors que les recherches en histoire forestière se sont plus intéressées aux pratiques et usages dans les forêts. Aucune étude n'avait jusqu'à présent essayé d'observer les arrières-effets sur la fertilité des sols ou la biodiversité de pratiques sylvicoles anciennes. Seules des modélisations de l'impact des prélèvements de litière (soutrage) avaient été réalisées (Gimmi *et al.* 2013).

Dans le cadre du projet FORGECO, nous avons abordé conjointement ces deux aspects. Dans le Vercors, dans le massif de la forêt d'Orléans et en Lorraine ont été étudiés à la fois les impacts de la recolonisation forestière, mais aussi ceux d'anciennes pratiques de gestion forestière.

Nous avons ainsi comparé dans le Vercors des zones anciennement exploitées en taillis ou précocement gérées en futaie, en Lorraine les anciens quarts en réserve avec les séries affouagères adjacentes, et dans le massif d'Orléans les zones enrésinées ou non. Nous avons étudié les effets des anciens usages sur la composition des peuplements forestiers, les communautés végétales et la chimie des sols. Nous nous sommes non seulement intéressés aux espèces végétales, mais aussi aux insectes saproxyliques et aux coléoptères carabidés, car très peu d'informations sont disponibles sur les effets de l'histoire d'usage des sols sur les insectes (Assmann 1999, Buse 2012).

En forêt d'Orléans, nous avons croisé le facteur enrésinement avec l'ancienneté de l'état boisé. La question de l'interaction entre ces deux facteurs est récurrente : les effets d'un enrésinement sont-ils plus ou moins forts que ceux de la mise en culture ancienne ? Les effets de l'ancienneté de l'état boisé sont-ils modifiés, voire masqués par ceux de l'enrésinement ?

L'impact des anciennes mises en culture et défrichements a été particulièrement étudié dans le Vercors, car toutes les études antérieures n'avaient concerné que les forêts de plaine d'Europe du nord, du centre ou de l'ouest. Aucune caractérisation de la flore des forêts anciennes n'avait encore été réalisée dans les régions de montagne

2 - Matériels et méthodes

Nous avons établi, dans le cadre du projet, la carte des forêts anciennes et récentes (en référence à la carte d'Etat-Major, datant de la première moitié du XIX^e siècle) pour le Vercors et le centre du Bassin Parisien. Cette carte était déjà disponible pour la Lorraine.

2.1 – Rôle de l'ancienneté de l'état boisé sur la flore de montagne

Nous avons croisé sur l'ensemble du Vercors la carte des forêts anciennes d'une part avec la base de données floristiques de l'Inventaire forestier national et d'autre part avec celle, beaucoup plus riche en relevés (n=14 157), du Conservatoire botanique national alpin. Nous avons recherché, au sein de strates de milieu homogènes, les espèces différentielles des forêts anciennes et récentes.

2.2 - Rôle de l'ancienneté de l'état boisé sur l'entomofaune forestière - Interactions entre les effets de l'ancienneté de l'état boisé et ceux de l'enrésinement, sur la flore et l'entomofaune

En forêt d'Orléans, ont été échantillonnées des forêts anciennes ou récentes, sous résineux (pin sylvestre et laricio) ou feuillus (chêne sessile principalement), dans un plan complet et équilibré de 13 sites par modalité, soit 52 sites au total. Ont été caractérisés la flore, l'entomofaune saproxylique, les coléoptères carabidés et les propriétés chimiques de l'horizon de surface du sol. Pour les insectes, ont été analysées les différences d'abondances des espèces prises individuellement, les différences de composition des communautés, mais aussi de fréquence de certains traits de vie, tel que le caractère brachyptère (ailes peu développées), lié à la capacité de dispersion. Pour la flore, plus facile à échantillonner, trois niveaux d'ancienneté ont été distingués par analyse additionnelle de photographies aériennes (forêts antérieures à 1840, forêts apparues entre 1840 et 1949 et forêts apparues après 1949) et 80 placettes échantillonnées.

2.3 - Impacts à long terme de la surexploitation forestière sur la flore et les sols

Deux situations ont été étudiées. D'une part, nous avons comparé en Lorraine les anciennes séries affouagères avec les anciens quarts en réserve, dans 34 couples de points. L'intensité des prélèvements, du moins en bois de feu, est supposée avoir été moindre dans ces derniers. D'autre part, nous avons comparé dans le Vercors, au sein de 33 paires, d'anciens taillis sous futaie avec d'anciennes futaies résineuses, tous aujourd'hui ré-homogénéisés dans une gestion de type futaie. Dans les deux cas, ont été effectués un relevé floristique complet, un inventaire des peuplements et une analyse chimique de l'horizon de surface du sol.

3 - Résultats

2.1 – Rôle de l'ancienneté de l'état boisé sur la flore de montagne

Dans le Vercors, le croisement avec des bases de données du Conservatoire botanique permet pour la première fois l'identification des espèces de forêts anciennes de milieux montagnards. Nous avons identifié 685 espèces de forêt récente et 202 de forêt ancienne sur l'ensemble de la zone étudiée, qui est très hétérogène d'un point de vue bioclimatique. En se limitant aux seules Préalpes du Nord, 369 espèces y sont caractéristiques des forêts récentes, et 135 des forêts anciennes. On y trouve de nombreuses espèces déjà connues des forêts anciennes des plaines européennes, mais aussi beaucoup de nouvelles espèces typiques de l'étage montagnard. Les traits de vie déjà identifiés comme caractéristiques des espèces de forêts anciennes (Hermy *et al.* 1999) se retrouvent dans ces nouveaux cortèges : espèces d'ombres, préférant une humidité atmosphérique élevée...

2.2 - Rôle de l'ancienneté de l'état boisé sur l'entomofaune forestière - Interactions entre les effets de l'ancienneté de l'état boisé et ceux de l'enrésinement, sur la flore et l'entomofaune

Tant pour la faune saproxylique que pour les coléoptères carabidés, il apparaît des différences significatives entre forêts anciennes et récentes dans le massif d'Orléans. *Carabus violaceus* par exemple préfère significativement les forêts anciennes. Les espèces de coléoptères carabiques non brachyptères tendent à être plus nombreuses dans les forêts récentes, et les espèces brachyptères sont significativement plus nombreuses dans les forêts anciennes feuillues que dans les trois autres modalités étudiées. Les communautés de coléoptères saproxyliques sont plus riches en forêt ancienne. La différence avec les forêts récentes se fait principalement par remplacement d'espèces et non par emboîtement des communautés.

L'enrésinement a des effets significatifs et d'ampleur comparable à ceux de l'ancienneté de l'état boisé, légèrement inférieurs pour la flore (figure 1), légèrement supérieurs pour les coléoptères saproxyliques (figure 2). Mais surtout, ces deux facteurs ont des effets différents qui interagissent peu : mis à part pour certains groupes écologiques de carabidés, le signal ancienneté de l'état boisé n'est pas masqué par l'enrésinement. Il est même accentué pour certains paramètres, comme par exemple la richesse en espèces saproxyliques.

2.3 - Impacts à long terme de la surexploitation forestière

Dans les futaies résineuses du Vercors et dans les anciens quarts en réserve, les anciennes exploitations du taillis ont laissé des traces encore visibles dans la composition actuelle des peuplements forestiers : dans les deux cas, les gros bois sont moins abondants ; dans le Vercors, la proportion de feuillus est plus importante. La végétation herbacée et les sols sont peu affectés par ces anciennes pratiques sylvicoles. Le résultat le plus marquant est une baisse importante du taux de matière organique dans les anciens taillis du Plateau lorrain, en comparaison avec les anciens quarts en réserve (figure 3).

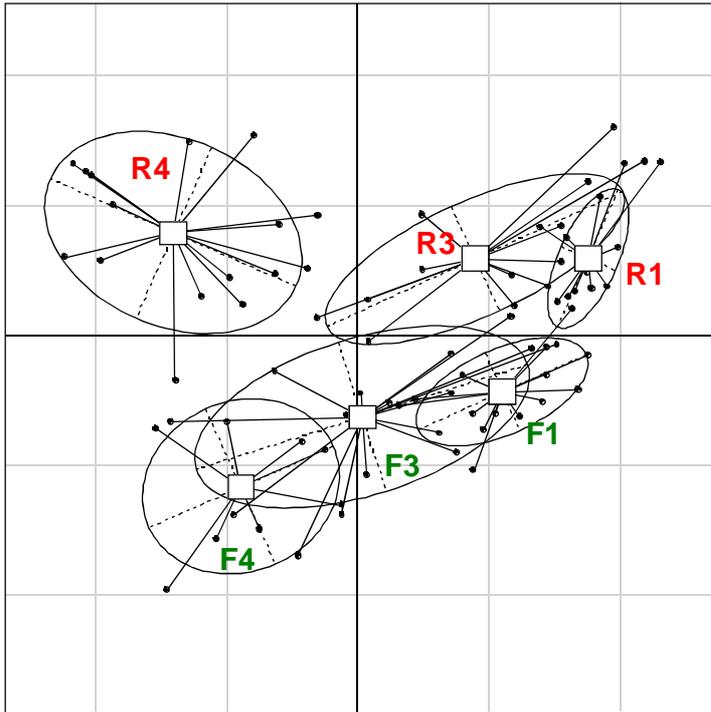


Figure 1 : Analyse canonique des correspondances de la composition floristique de 80 relevés floristiques en forêt d'Orléans (98 espèces) en fonction des 6 modalités du plan d'échantillonnage. F : feuillus ; R : résineux ; 1 : forêt déjà boisée en 1840 ; 3 : forêt boisée entre 1840 et 1949 ; 4 : forêt boisée après 1949. La modalité est placée au barycentre des relevés qui le composent. Le premier axe (horizontalement), qui explique 43% de l'inertie, sépare les relevés en fonction de l'ancienneté de l'état boisé. Le second explique 21% de l'inertie et distingue les peuplements feuillus et résineux.

Une étude historique à partir des données recueillies sur le XVIII^e siècle (1305 hectares de coupes de taillis sous futaie, pour un total de 152 060 arbres dont on connaît l'essence et la classe d'âge) montre que les quarts en réserve sont bien constitués au départ de peuplements relativement riches (129 arbres de futaie en moyenne par hectare, contre un peu moins de 100 pour les coupes affouagères) mais que les exploitations s'y font sur le même mode que dans les coupes ordinaires. Les quarts en réserve ne se distinguent donc que par l'irrégularité des coupes, plus espacées dans le temps, et par un peuplement initial plus riche, ce dernier caractère étant en partie effacé à la fin de l'Ancien Régime sous l'effet de la faim de bois. Les quarts en réserve ne retrouvent leur vocation d'origine (accumuler un capital en bois) qu'au XIX^e siècle quand les forestiers peuvent y engager la conversion plus facilement que dans les coupes affouagères.

4 - Discussion-Conclusion

Ces résultats suggèrent que le signal laissé dans la flore par une ancienne agriculture est, en général, plus fort que celui dû aux changements de pratiques forestières.

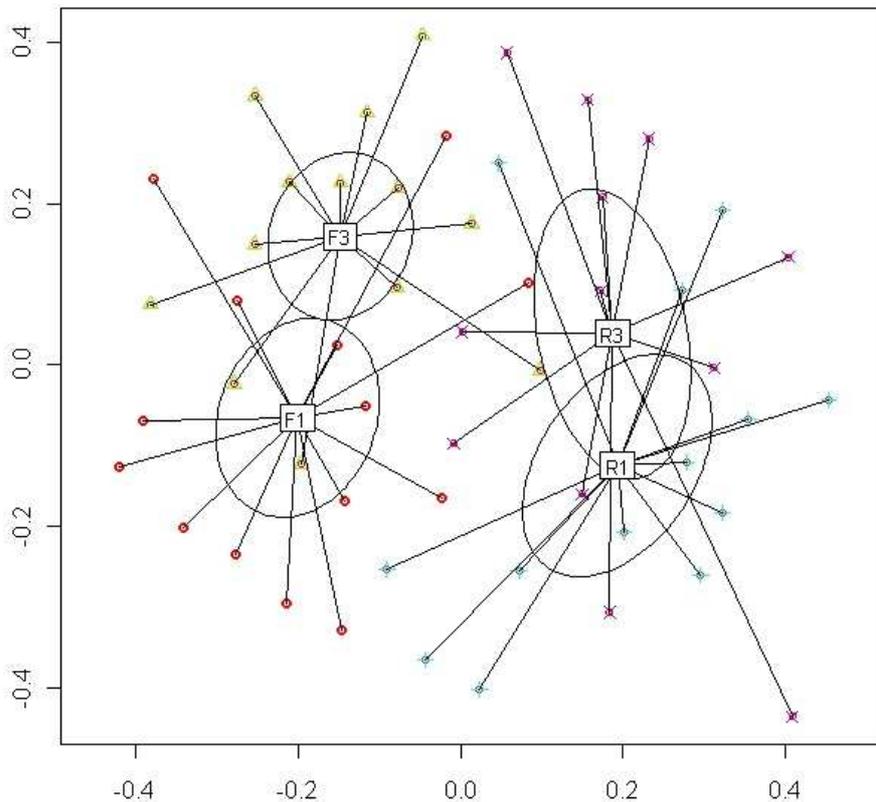


Figure 2 : Analyse multivariante (positionnement non métrique) de la composition des communautés de coléoptères saproxyliques en fonction de l'ancienneté de l'état boisé et du caractère feuillu ou résineux des peuplements, dans 52 sites en forêt d'Orléans. Même signification des libellés qu'à la figure 1. L'axe 1 (horizontal) sépare les forêts feuillues et résineuses, et l'axe 2 sépare les forêts anciennes et récentes.

Nous avons identifié un cortège important d'espèces végétales de forêts anciennes dans l'étage montagnard du Vercors. Il faut souligner la méthode employée, basée sur l'utilisation de cartes anciennes établies sur de grandes surfaces et couplées à de grandes bases de données floristiques. Elle sera applicable en routine dans diverses régions de France, au fur et à mesure de l'avancement de la vectorisation des cartes anciennes.

Parmi les pratiques sylvicoles étudiées, l'enrésinement actuel a un effet très significatif sur les sols, la flore et l'entomofaune. Il faut cependant souligner que c'est un effet actuel, encore en cours aujourd'hui, alors que pour les exploitations de taillis, nous n'avons étudié que leurs arrières-effets, après arrêt de la pratique forestière.

Ces arrières-effets de l'exploitation du taillis ne sont quasiment pas visibles, ni sur la flore, ni sur la richesse minérale des sols. L'acidité des sols et leur teneur en cations ne sont pas affectés par les différences d'intensité de l'exploitation forestière ancienne. Alors que les effets de l'agriculture ancienne sont toujours significatifs, sur le taux de phosphore des sols par exemple. Est-ce parce que réellement l'impact de l'agriculture, avec ses labours et sa fumure, est supérieur à celui des exportations accrues de bois ? Ou est-ce parce que les cas que nous avons étudiés ne sont pas assez tranchés, comme le suggère l'étude historique des exploitations dans les quarts en réserve ? Ou encore parce que les effets de la surexploitation de bois se seraient partout exercés ? Le maintien de l'état boisé, même dans les zones fortement exploitées, est probablement un facteur clef de la résilience des communautés végétales. Ces résultats renforcent l'idée que la limitation par la recolonisation est un facteur

majeur du maintien des effets à long terme de l'agriculture ancienne sur la végétation forestière actuelle.

La teneur en matière organique des sols est cependant fortement diminuée par les exploitations de taillis anciennes, sur une partie de notre échantillon. Probablement parce que les exportations de biomasse ont été supérieures, et parce que les coupes répétées de taillis ont accéléré la décomposition de la matière organique. Cette différence de quantité de matière organique n'a pas d'impact sur la flore. Mais peut-être joue-t-elle un rôle sur d'autres communautés ?

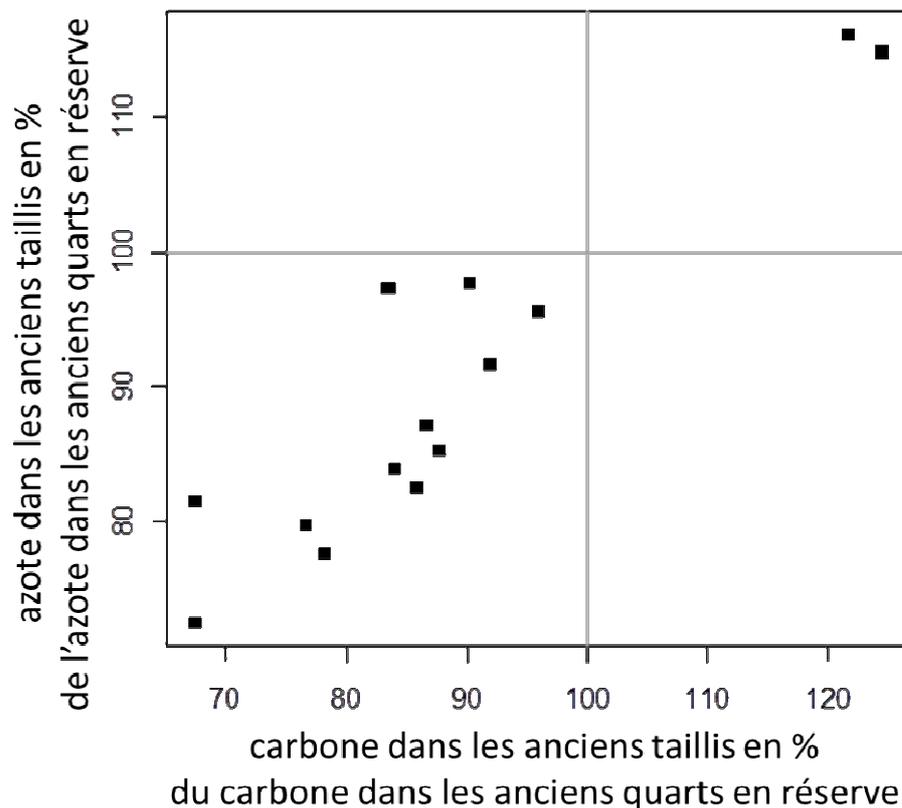


Figure 3 : Comparaison des teneurs en azote (verticalement) et carbone (horizontalement) entre les anciens taillis et anciens quarts en réserve dans 14 couples de sites du Plateau lorrain. On observe une forte baisse du taux de matière organique de l'horizon supérieur du sol dans la plupart des systèmes anciennement exploités en taillis.

Les communautés d'insectes montrent des effets nets des usages anciens agricoles, comme cela a déjà été montré de façon répétée pour la flore. Comme pour la flore, nos résultats suggèrent un effet des traits de vie de dispersion des espèces, les insectes aptères ayant plus de difficultés à recoloniser d'anciens milieux déboisés, même plusieurs siècles après la recolonisation forestière. Il serait intéressant de tester cet impact des anciens défrichements sur d'autres espèces de la faune du sol, dont beaucoup sont connues pour avoir une faible capacité de dispersion. Le rôle des modifications de la chimie des sols induites par l'agriculture ancienne, que nous avons mesurées (augmentation du taux de phosphore du sol, pH plus élevé), reste à préciser. Ces contraintes trophiques pourraient s'exercer via les chaînes alimentaires. Mais les connaissances sur les contraintes abiotiques qui déterminent les niches des espèces d'insectes sont trop lacunaires pour pouvoir conclure.

Contrairement à l'une de nos hypothèses de travail (Thomaes *et al.* 2011), nous n'avons pas mis en évidence d'interaction entre ancienneté de l'état boisé et essence dominante, tout du moins dans la gamme de gestion couverte. Ceci indique que ces deux gradients écologiques

sont globalement indépendants, autrement dit que l'intensité de la gestion forestière en forêt récente a peu d'impact sur la vitesse de retour de ces milieux vers une forêt ancienne. En termes de gestion forestière, il ne faut donc pas espérer un pilotage par les itinéraires sylvicoles du retour plus rapide vers des conditions proches de la forêt ancienne. Au contraire, il vaudrait mieux s'intéresser aux facteurs limitant la recolonisation des espèces de forêts anciennes, tel que l'isolement spatial des forêts récentes par rapport aux forêts anciennes.

Contrairement aux effets du reboisement d'anciennes terres agricoles abandonnées, l'étude des impacts écologiques à long terme des pratiques sylvicoles anciennes n'en est qu'à ses débuts. Elle est fortement limitée par nos possibilités de reconstruire de façon fiable les itinéraires sylvicoles anciens, c'est-à-dire de dater, localiser et quantifier les exportations de matière. C'est pourtant un enjeu de recherche important dans un contexte de développement de la production de bois-énergie.

Références

Assmann T., 1999, The ground beetle fauna of ancient and recent woodlands in the lowlands of north-west Germany (*Coleoptera*, *Carabidae*). *Biodiversity and Conservation*, 8, 1499-1517.

Buse J., 2012, "Ghosts of the past": Flightless saproxylic weevils (*Coleoptera: Curculionidae*) are relict species in ancient woodlands. *Journal of Insect Conservation*, 16, 93-102.

Dupouey J.L., Sciama D., Koerner W., Dambrine E., Rameau J.C., 2002, La végétation des forêts anciennes. *Revue Forestière Française*, 54, 521-532.

Gimmi U., Benjamin Poulter B., Wolf A., Portner H., Weber P., Bürgi M., 2013, Soil carbon pools in Swiss forests show legacy effects from historic forest litter raking. *Landscape Ecology*, 28, 835–846.

Hermý M., Honnay O., Firbank L., Grashof-Bokdam C., Lawesson J.E., 1999, An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biological Conservation*, 91, 9-22.

Thomaes A., De Keersmaeker L., De Schrijver A., Vandekerckhove K., Verschelde P., Verheyen K., 2011, Can tree species choice influence recruitment of ancient forest species in post-agricultural forest? *Plant Ecology*, 212, 573-584.

Impact des récoltes de bois énergie sur la biodiversité

Christophe Bouget

Irstea EFNO, Nogent-sur-Vernisson, christophe.bouget@irstea.fr

Comme d'autres espaces naturels, les forêts sont à la croisée de plusieurs enjeux sociaux qui requièrent la recherche de compromis. La production d'énergies renouvelables, incluant la bioénergie basée sur le bois, en réponse aux besoins énergétiques et aux préoccupations des changements climatiques, des émissions de gaz à effet de serre et du remplacement des énergies fossiles, et la conservation de la biodiversité, mais aussi la séquestration de carbone, font l'objet d'engagements internationaux. La perspective d'une intensification des prélèvements de biomasse ligneuse en forêt nous conduit à nous interroger sur la vulnérabilité de la biodiversité forestière, et notamment sur notre capacité à identifier les situations les plus sensibles.

Un bref retour sur l'histoire nous rappelle que le minimum forestier correspond en France à l'apogée du bois énergie, avant les révolutions du charbon et des hydrocarbures fossiles à la fin du 19^e s.

L'intensification des prélèvements de biomasse ligneuse en forêt induit potentiellement des changements d'habitat à l'échelle du peuplement mais aussi à l'échelle du paysage : diminution des surfaces forestières peu ou pas exploitées depuis des décennies, augmentation de la surface totale des coupes, de la desserte et de la fragmentation des habitats, dégradation des conditions de sol et de l'ambiance forestière, développement des cultures dédiées. À l'échelle du peuplement, le profil et la disponibilité du bois mort sont modifiés par la récolte d'arbres entiers et la récupération après coupe des déchets de coupe et des souches par exemple.

La réponse positive ou négative de plusieurs segments de la biodiversité spécifique à ces différentes tendances de l'intensification est examinée, un accent étant porté sur la flore et la faune du sol, et sur les espèces associées au bois mort. Les enjeux de conservation de la biodiversité saproxylique associée aux souches et aux menus bois sont soulignés. Il est rappelé (i) que la dissimilarité des assemblages entre petites et grosses pièces rend la substitution entre catégories de bois mort impossible, et (ii) les inconvénients pour la biodiversité de la récolte différée des rémanents d'exploitation et l'effet de « piège écologique » des tas temporaires. L'extrapolation des études d'impact locales à des échelles spatiales plus larges est délicate. S'il semble évident que la diminution des surfaces forestières peu ou pas exploitées depuis des décennies devrait occasionner la réduction de disponibilité des gros bois morts au sol et du bois mort sur pied, ressources clés, bien présentes dans les forêts abandonnées, l'avenir de la quantité de petit bois mort est matière à débat. En effet, à l'inverse de la tendance à l'accroissement des exportations intensives de bois (arbres-entiers, rémanents, souches...) avérée au niveau local, on peut noter que l'augmentation des surfaces exploitées devrait générer un volume important de rémanents qui ne seront probablement pas exportés dans un certain nombre de cas. Le cumul des impacts locaux conduirait donc soit à une réduction volumique soit à des phénomènes de compensation et à un bilan favorable en termes de volume global de petit bois mort. Au niveau du paysage, seules des simulations prospectives fondées sur plusieurs scénarios sylvicoles et des suivis, notamment à l'échelle de bassins d'approvisionnement, ou de chantiers expérimentaux pourront permettre d'y voir plus clair. De plus, la plupart des travaux ont été conduits en utilisant la diversité alpha comme

cible de conservation. D'autres variables, comme la richesse spécifique à l'échelle régionale (diversité gamma), peuvent être des cibles de conservation pertinente et devront être étudiées.

Les conséquences potentiellement favorables d'une intensification des systèmes de production pour certains compartiments de la biodiversité sont également explorées.

Dans le cas particulier des filières spécialisées (cultures dédiées : futaies à courte révolution et taillis à courte ou très courte rotation), l'effet sur la biodiversité est examiné localement en fonction de leur substitution à des forêts « naturelles » ou à des cultures agricoles, et pour leur éventuel rôle de corridor, tampon voire habitat de substitution entre les fragments de forêt « naturelle ».

Comme le niveau de connaissance actuel ne permet pas de définir un niveau approprié d'extraction/rétention à l'échelle territoriale, les décideurs pourraient remettre en cause le principe de gestion multifonctionnelle des forêts françaises, en encourageant une spécialisation territoriale de la gestion, avec (i) des secteurs dédiés à la conservation de la biodiversité et à forte réglementation environnementale et (ii) des zones vouées à l'exploitation accrue de biomasse. Les critères de cette sectorisation sont à définir.

Dans les forêts aménagées structurellement simplifiées, des stratégies de restauration active par génie écologique compensatoire visant à restaurer les attributs des vieux peuplements sont à développer.

Exploitation forestière : quelles bonnes pratiques pour la protection de l'environnement ?

Paul Magaud

FCBA Grenoble, paul.magaud@fcba.fr

Introduction

L'exploitation forestière est la mise en œuvre d'une décision de gestion du propriétaire. En sus de produire un revenu au propriétaire et de répondre aux besoins des industries du bois, cette phase de mobilisation se doit de préserver un patrimoine privé (respect des arbres et des sols) et collectif (qualité de l'eau, de l'air...). Ce maillon de la chaîne de mobilisation, ponctuel mais potentiellement traumatisant, est un facteur clé pour la protection de l'environnement.

L'objectif fixé dans le cadre du projet Forgeco est d'identifier les évolutions à mettre en œuvre pour réduire les impacts de l'exploitation sur les milieux.

Contexte et problématique

La mécanisation de l'exploitation forestière (machines de bûcheronnage, porteur) est apparue au début des années 90. 20 ans après, et boosté par la tempête de 1999, le nombre de machines de bûcheronnage dépasse les 700 unités, pour un taux de mécanisation des résineux de l'ordre de 70%. Les capacités des machines ont très vite évolué : améliorations des performances (productivité, ergonomie, Technologie de l'Information et de la Communication, mécanisation des feuillus, du bois énergie...), accès à de nouveaux territoires (les pentes), protection des milieux (développement des machines à 8 roues, pneumatiques plus larges pour réduire la pression au col...).

Parallèlement, dans les systèmes traditionnels de récolte, le nombre de bûcherons et de débusqueurs est en nette diminution.

En montagne ou dans les milieux sensibles, l'exploitation au câble aérien connaît un regain depuis quelques années, en lien avec l'évolution technique, passant des câbles longs traditionnels aux câbles mât sur remorque ou camion. Environ 15 entreprises installées en France, pour environ 100 000 m³ récoltés annuellement.

Les entreprises d'exploitation forestière sont principalement des entreprises individuelles, isolées sur le territoire. Réalisant des investissements importants (une abatteuse coûte environ 400 000 €), ces entrepreneurs ont la particularité d'effectuer une prestation de service rémunérée à la tâche, donc en lien avec leur rendement productif. Dans ce contexte, la prise en compte de l'environnement devient secondaire, car souvent perçue comme une perte de temps. De plus, les prix pratiqués sont souvent déconnectés de la productivité attendue car basés sur un prix de marché moyen et acceptable par le donneur d'ordre. Cependant, ces entrepreneurs sont très sensibles à l'image qu'ils laissent sur les chantiers pour préserver leur réputation et ont une grande connaissance des territoires sur lesquels ils évoluent et de leurs contraintes spécifiques. Ils sont généralement particulièrement attentifs aux conditions météorologiques, afin de limiter les impacts de leurs engins sur les sols.

Dans ce cadre, sur le terrain, quelles sont les pratiques des professionnels ? Quelles solutions sont présentes pour réduire les impacts de l'exploitation sur l'environnement ?

Matériels et méthodes

Pour y répondre, FCBA a réalisé des audits de chantiers pour identifier les pratiques et les pistes d'améliorations. Ces audits ont consisté à l'observation des méthodes de travail des opérateurs en forêt (organisation du chantier, matériels utilisés, progression des opérateurs, lien entre acteurs), ainsi que des mesures d'impacts au sol et aux arbres (protocole concerté AIR3-CT94-2097). Ces relevés de terrains ont permis de mettre en évidence les différentes organisations des chantiers et leurs impacts sur l'environnement.

Parallèlement, une synthèse bibliographique des bonnes pratiques de l'exploitation (voir lien internet en fin d'article) a été compilée en posters et enrichie d'éléments organisationnels et économiques. Ces bonnes pratiques sont d'ordre matériels (utilisation de tracks, câble synthétique, poulies de renvoi, kit de franchissement de cours d'eau...), mais concernent également les actes de gestion (installation de cloisonnements, infrastructure, sylviculture adapté aux modes possibles d'exploitation...), la concertation (réunion de chantier, cahier des charges, périodes d'intervention ...) ou encore les politiques territoriales (chartes de bonnes pratiques, réseau de desserte, contractualisation avec des entrepreneurs locaux...).

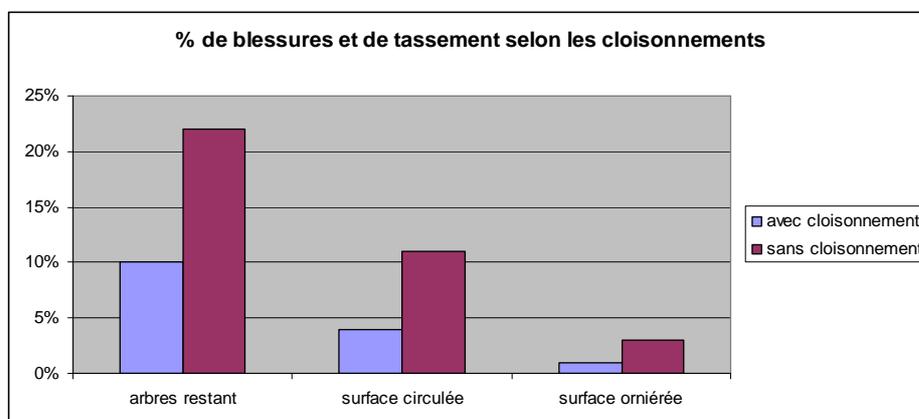
Résultats

Quelques exemples forts de bonnes pratiques sont présentés ici.

Une pratique aux conséquences très différenciées vis-à-vis de la préservation de l'environnement concerne la présence et l'espacement des cloisonnements. En effet, les machines (de 15 à 30 tonnes) circulent en forêt, pouvant générer blessures aux arbres, tassement des sols ou ornières. Outre les conséquences économiques (perte de valeur du capital producteur) et sociale (aspect visuel, réputation de l'entreprise dégradée), les impacts environnementaux peuvent être fort (asphyxie des sols, développement d'insectes ou champignons ravageurs).

Le graphe 1, issu de suivis réalisés dans le secteur des « 4 montagnes » du Vercors (Isère), montre clairement que la surface circulée et le nombre d'arbres blessés diminuent considérablement lorsque des cloisonnements rapprochés (environ 20 mètres) sont installés.

Graphe 1 : Pourcentage d'arbres présentant des blessures et de surface circulée et orniérée selon la présence ou non de cloisonnement (Vercors).



Au-delà de la réduction des impacts, la présence de cloisonnements facilite la concertation entre les acteurs (organisation des différents maillons de la chaîne de mobilisation), tout en augmentant également la productivité des engins et des opérateurs.

Ainsi, l'acte de gestion consistant à installer un cloisonnement revient au propriétaire ou à son gestionnaire, mais crée une bonne synergie en faveur de la protection des milieux. Cette pratique, connue depuis longtemps à tendance à se développer, malgré la réticence de certains propriétaires pensant perdre en surface productive (les cloisonnements), l'espace aérien étant cependant vite recolonisé par les houppiers.

Dans un autre domaine, l'observation de terrain confirme la nécessité d'une concertation entre les acteurs de la chaîne de mobilisation, chaque maillon (gestionnaire, abatteur, débardeur, transporteur) devant être interconnecté pour une amélioration globale de la productivité et de la qualité environnementale de réalisation du chantier. Par exemple, la coordination d'un bon abattage directionnel en lien avec le sens du débardage réduit les impacts aux arbres et les surfaces circulées, ainsi que les manipulations des grumes par le débardeur, tout en améliorant sa productivité. Ce temps de concertation, pouvant être considéré comme « perdu » est en fait un véritable gain de temps et de productivité pour l'ensemble des opérateurs, tout en limitant les impacts. L'obligation réglementaire de réalisation d'une fiche de chantier (décret hygiène et sécurité de décembre 2010) impose cette concertation sur l'aspect sécurité en chantier. C'est une véritable opportunité pour les acteurs de s'emparer de cette fiche et de l'enrichir d'éléments techniques permettant de fluidifier la réalisation du chantier, avec pour objectif de réduire l'impact environnemental.

Autre exemple, le kit de franchissement de cours d'eau. Composé de tubes à haute densité très résistants et de diamètres variables, leur pose temporaire en fond de cours d'eau permet le passage de l'eau et de la faune aquatique, et donc la préservation de l'écosystème, tout en donnant la possibilité à des engins d'accéder plus rapidement au chantier. Les gains de productivité (malgré un coût d'achat et d'installation souvent évoqués) peuvent être considérablement améliorés en diminuant les distances de débardage, tout en limitant les perturbations. Ces pratiques sont encore peu répandues mais la réglementation imposant une demande d'autorisation de franchissement, et donc la mise en place de kit de franchissement, devrait faire prendre conscience aux opérateurs du gain qu'ils peuvent attendre de tels matériels.

Dernier exemple d'action territoriale : la création d'un réseau de desserte. Concernant l'aspect productivité et économique de la mobilisation, la création d'infrastructure pour camions permet de se rapprocher au maximum des chantiers, et de limiter ainsi le débusquage des bois sur de longues distances (pouvant aller jusqu'à 2 km en montagne). Les gains de productivité des débusqueurs sont fortement améliorés, et les rejets de CO₂ réduits. Cependant, la création de ces réseaux sont parfois décriés car facilitant la pénétration humaine (promeneurs, chasseurs) au détriment de la protection de biotopes et du maintien d'espaces « naturels ». La formation, et le dialogue entre les différents acteurs devraient permettre de trouver un équilibre entre toutes les fonctions des écosystèmes forestiers.

Suite au recensement de ces bonnes pratiques, quelques indicateurs de performance de chantier peuvent être identifiés (voir tableau 1).

Tableau 1: Principaux critères et indicateurs pour des chantiers à haute performance environnementale

Critère	Indicateur			Décisionnaire
<i>Cloisonnement</i>	Présence	Espacement		Gestionnaire
<i>Coordination</i>	Elaboration d'un plan	Tenue de réunion		Donneur d'ordre, exploitant
<i>Equipement</i>	Chaine ou tracks	Câble synthétique	Poulie de renvoie	ETF
<i>Météo</i>	Prise en compte	Interruptions de chantier	Dédommagement financier	ETF, donneur d'ordre

Conclusion

L'augmentation de la mécanisation, en lien avec la pénurie de bûcherons, peut avoir des conséquences parfois importantes sur l'environnement (blessures, pollution de l'air, de l'eau...).

Pour répondre aux objectifs du Grenelle de l'Environnement, la mobilisation des bois devra accéder à de nouveaux territoires, moins accessibles, dans des chantiers plus complexes à réaliser. Le transfert de connaissances via la communication ou la formation, la concertation et le dialogue entre les acteurs sont de pistes d'actions à développer pour permettre cette mobilisation supplémentaire tout en préservant mieux.

Cette responsabilité partagée par l'ensemble des acteurs doit être au cœur de la mise en œuvre de chantiers à haute performance environnementale.

Toutes les fiches de documentation, les posters de bonnes pratiques, ainsi que le livret « réglementation de l'exploitation forestière relative à la protection de l'environnement » sont disponibles sur :

<http://www.fcba.fr/catalogue/1ere-transformation-approvisionnement/actions-collectives/bonnes-pratiques-pour-limiter-lempreinte-environnementale-de-lexploitation-forestiere>

Pratiques agricoles et propriétés agro-écologiques des prairies dans un processus d'intensification écologique : le cas de l'élevage bovin dans le Vercors

Grégory Loucougaray¹, Pierre Gos², Laurent Dobremez¹, Baptiste Nettier¹, Yves Pauthenet³,
Sandra Lavorel²

¹ IRSTEA Grenoble, gregory.loucougaray@irstea.fr, laurent.dobremez@irstea.fr,
baptiste.nettier@irstea.fr

² Laboratoire d'écologie alpine (LECA), Grenoble, pierre.gos@ens-lyon.org,
sandra.lavorel@ujf-grenoble.fr

³ Suaci – Alpes du Nord, Chambéry, yves.pauthenet@suacigis.com

Introduction

Comprendre les déterminants, les formes et conditions d'une intensification écologique (IE) en situation d'élevage dans des régions qualifiées de difficile est l'objectif central du projet ANR-SYSTERRA MOUVE. L'élevage bovin pour la production laitière est la composante agricole majeure sur le territoire des Quatre Montagnes (massif du Vercors), un des sites au cœur du projet MOUVE. Territoire situé dans le Parc Naturel Régional, sa production s'articule notamment autour d'une AOC fromagère (Bleu du Vercors) et est soucieuse de sa qualité tout en étant parfois confrontée aux enjeux environnementaux du territoire. Cependant les pressions liées à l'urbanisation, la fréquentation touristique et à une succession de sécheresses depuis 2003, font que la recherche d'un modèle d'intensification de la production n'est pas sans poser des problèmes concernant l'ancrage territorial des produits et la biodiversité des prairies et des alpages (Dobremez et al, 2012).

Typiquement, la résolution d'un tel enjeu, améliorer la production tout en valorisant les atouts écologiques d'un territoire, relève d'un processus d'IE (Chevassus au Louis & Griffon, 2008 ; Bommarco et al, 2013) où les objectifs de production doivent s'appuyer sur les fonctions écosystémiques intrinsèques des prairies alors que ce rôle de support aux productions agricoles a, jusqu'à récemment, souvent été sous-valorisé (Power, 2010 ; Amiaud & Carrère, 2012). Ces fonctions écosystémiques sous-jacentes à la production fourragère et à sa durabilité sont fortement déterminées par les propriétés édaphiques (Grigulis et al, 2013) et les structures spécifiques et fonctionnelles des végétations (Quijas et al., 2010 ; Grigulis et al, 2013) en interaction avec les usages.

Sur le territoire étudié, nous cherchons à identifier les processus déterminants pour la mise en œuvre de l'IE par une double approche. Il s'agit d'une part de resituer les attentes des acteurs agricoles en termes de production fourragère dans un cadre d'IE. D'autre part il s'agit d'identifier l'importance relative des différentes caractéristiques parcellaires (usage, sol et végétation) pour les propriétés écosystémiques qui sont sollicitées dans le cadre du processus d'IE. Ces éléments pourront servir de base pour évaluer les compromis, synergies et antagonismes en termes d'organisation des prairies au sein des exploitations pour atteindre les enjeux multiples de production et de durabilité des fonctions et services portés par les écosystèmes prairiaux de l'échelle parcellaire à celle du territoire.

Matériels et méthodes

Site d'études

L'étude s'est focalisée sur le plateau du Val d'Autrans (qui correspond aux deux communes d'Autrans et Méaudre en Isère), située dans la région des Quatre Montagnes. Le plateau est à environ 1000 mètres d'altitude, ce qui impose un hivernage des troupeaux de 5 à 6 mois en bâtiment. Ce territoire est bien représentatif de la problématique générale du Vercors (agriculture sous influence urbaine et touristique) et tout particulièrement de celle de l'AOP Bleu du Vercors-Sassenage, tout en n'étant pas exclusivement orienté sur la production laitière. Il est inscrit au cœur du territoire du PNR du Vercors qui ambitionne d'être un site pilote pour la mise en œuvre d'une agriculture à Haute Valeur Naturelle (HVN) dans un contexte fort de diminution du nombre d'exploitations (-58% entre 1979 et 2010) et d'augmentation de la taille des troupeaux (+130% en moyenne) depuis une trentaine d'années. Le plateau a une superficie de 7800 ha dont environ 1800 ha de surfaces agropastorales (dont 300 ha d'alpages situés en 1450 et 1650 mètres d'altitude qui sont utilisés collectivement). Trente-deux exploitations y ont été recensées en 2010 pour une SAU moyenne de 55 ha par exploitation.

Enquêtes auprès des exploitants

Le territoire du Val d'Autrans présente une grande diversité de systèmes d'élevage au-delà du modèle dominant d'élevage bovin pour la production laitière : bovins allaitants, élevages ovins pour la viande ou le lait, caprins et équins. Parmi la trentaine d'exploitations du Val d'Autrans 28 ont été enquêtées avec une démarche d'approche globale de leur fonctionnement et une analyse plus détaillée de leur organisation spatiale et de leurs pratiques d'utilisation de l'espace pour caractériser la logique des systèmes fourragers. Les résultats des enquêtes ont été synthétisés en termes d'attentes des éleveurs dans un contexte d'intensification écologique.

Déterminants des propriétés écosystémiques à l'échelle de la parcelle

Sur la base d'une typologie (GIS Alpes du Nord, 2002) s'appuyant sur les usages et les compositions botaniques simplifiées des parcelles (abondance des légumineuses, des types de graminées et dicotylédones), un échantillon de 50 parcelles a été sélectionné parmi une dizaine d'exploitations bovins lait ou allaitants. Ces 50 parcelles couvrent la majorité des types de parcelles présents sur le territoire étudié. Douze types de prairies répartis en 6 types de prairies de fauche et 6 types de pâtures sont représentés dans l'échantillonnage. Sur chacune de ces parcelles, un ensemble de caractéristiques agro-écologiques et de propriétés écosystémiques ont été mesurées. Ces propriétés sont considérées comme proxys pour les grands types de services reconnus : (i) services intrants (fertilité, recyclage), (ii) services de production fourragère (quantité et qualité du fourrage) et (iii) services en lien avec la valeur écologique et patrimoniale des prairies (biodiversité, espèces du concours *Prairies fleuries*).

Les caractéristiques mesurées concernent (i) les usages : fauche, pâture, date de première exploitation, (ii) des descripteurs édaphiques (pH, teneur en N, P, K, granulométrie, CEC...) et (iii) des descripteurs fonctionnels de la végétation (hauteur végétative et reproductive, teneur en matière sèche, azote et carbone foliaire, phénologie des graminées). L'importance relative de ces caractéristiques a été évaluée pour les propriétés écosystémiques suivantes : (1) propriétés fourragères (production, digestibilité) (2) propriétés de recyclage des nutriments (stock de matière organique, biomasse microbienne, ratio champignons/bactéries, stock de carbone) (3) biodiversité (richesse spécifique des plantes, valeur mellifère et aromatique, valeur indicatrice de qualité environnementale).

Analyse des données

L'effet du type de prairies sur les propriétés écosystémiques a été analysé au moyen d'ANOVA hiérarchiques avec le facteur « type de prairie » hiérarchisé dans le facteur fauche/pâturage de façon à découpler l'effet de l'intensité de l'usage selon ces deux grands modes de gestion. L'importance relative des trois composantes parcellaires que sont les usages, les caractéristiques édaphiques et fonctionnelles de la végétation pour expliquer les propriétés écosystémiques a été déterminée au moyen d'une analyse de redondance (RDA) suivie d'une partition de la variance.

Résultats et Discussion

Réponse des propriétés écosystémiques

Les propriétés écosystémiques les mieux discriminées en fonction des types de prairie, sont celles exprimant la qualité environnementale sur la base de la composition en espèces végétales, comme par exemple la richesse et la diversité spécifiques, l'abondance des plantes aromatiques ou des espèces de la liste « Prairies fleuries » (Plantureux et al, 2010), par opposition aux propriétés en lien avec la production ou le recyclage des nutriments. Toutefois ces propriétés diffèrent plus entre types de prairies de fauche qu'entre types de pâtures, notamment par l'existence de contrastes forts entre prairies temporaires et prairies permanentes. Ces résultats soulignent l'importance des usages pour les propriétés « environnementales », notamment le caractère fortement structurant de l'âge des prairies.

Une analyse complémentaire, indépendante de la classification *a priori* des prairies, permet d'approfondir les relations entre usages, sol, végétation et propriétés des prairies. Les propriétés écosystémiques les plus discriminantes des parcelles sur le territoire sont la production (biomasse aérienne) et la diversité végétale (richesse spécifique), les parcelles les plus productives s'opposant ainsi aux parcelles les plus diversifiées, notamment via une séparation nette des prairies du plateau et de celles d'alpage. Au sein du plateau uniquement (Figure 1), l'opposition principale (20% de la variation totale) concerne plus spécifiquement les parcelles avec un fourrage hautement digestible mais peu diversifié (prairies temporaires ou intensives) aux parcelles de moindre qualité fourragère mais plus diversifiées (prairies permanentes plus anciennes). Dans un deuxième temps (15% de la variation totale) les parcelles sont discriminées suivant leur capacité de recyclage des nutriments (taux de matière organique, biomasse microbienne). Ces variations de propriétés écosystémiques sont expliquées à 40% par le couplage des caractéristiques d'usage, du sol et les traits fonctionnels des végétaux, mais l'importance relative des usages domine avec un effet important de la date de premier usage des prairies (première date de fauche, date de mise en pâturage).

Ces résultats soulignent ainsi trois éléments structurants dans l'organisation des propriétés écosystémiques de ce territoire : (i) la discrimination des parcelles du plateau plutôt sur la base de la qualité fourragère que de la quantité de fourrage produite ou de la fertilité du sol, (ii) l'importance relative majeure des usages pour déterminer les propriétés écosystémiques, d'autant plus que l'effet des usages intègrent en grande partie l'effet de la composition fonctionnelle des communautés végétales (relation forte entre usage et traits fonctionnels des plantes) et (iii) l'importance du caractère précoce ou tardif de la fauche et du pâturage. Ces éléments contribuent à mettre en évidence le contraste entre prairies temporaires, à haute qualité fourragère, fauche précoce et faible qualité environnementale et les prairies permanentes à moindre qualité fourragère mais fauche plus tardive et meilleure qualité environnementale. Ces contrastes entre prairies temporaires et prairies permanentes peuvent toutefois être réduits selon les propriétés mesurées (*e.g.* qualité ou quantité de fourrage) en fonction des dates de fauche. Ils constituent néanmoins un atout en favorisant à l'échelle de

l'exploitation la coexistence d'un large panel de valeurs d'usage agronomiques et écologiques dont la complémentarité est un levier important pour les processus d'IE.

Identification des attentes et enjeux en termes d'intensification écologique

Dans un terrain d'étude assez propice à l'intensification fourragère (relativement peu de parcelles en pente, prédominance des systèmes bovins-lait), la part des prairies intensives est importante (44% en moyenne). Pour autant, même les exploitations les plus intensives gèrent d'autres types de prairies plus favorables au plan environnemental (jusqu'à 48% des surfaces en « lait intensif ») et leur donnent sens dans un fonctionnement de système fourrager. L'enjeu prioritaire soulevé par la majorité des éleveurs sur ce territoire concerne le maintien ou l'atteinte de l'autonomie fourragère, c'est-à-dire à maintenir une production suffisante de fourrage chaque année pour couvrir l'ensemble des besoins de l'exploitation. Cet enjeu apparaît dépendre essentiellement de deux clés du fonctionnement du système fourrager : (i) la sécurisation du système fourrager, c'est-à-dire sa capacité de résistance ou résilience face aux aléas climatiques (recrudescence des sécheresses, regels tardifs au printemps) et aux perturbations (dégâts de campagnols), et (ii) l'augmentation de la production fourragère (Duru et al, 1988). A cet enjeu prioritaire se superpose une controverse sur le développement des prairies temporaires (meilleure valorisation des engrais organiques, enrubannage, fauche précoce) *versus* le maintien des prairies permanentes en tirant parti de leur biodiversité comme facteur de production (meilleure résilience, plus grande souplesse d'exploitation), voire comme facteur potentiel de différenciation des produits. Cette opposition duale entre prairies temporaires et prairies permanentes souligne bien l'importance de mener une réflexion sur les modes de gestion d'une diversité de prairies à différentes échelles (exploitation, territoire) et pas seulement à l'échelle de la parcelle pour comprendre les dynamiques possibles de l'IE.

Les marges de l'intensification écologique sur les Quatre Montagne : compromis nécessaire

Cette double approche, via les attentes des acteurs et les propriétés écosystémiques, nous permet de mieux formaliser les conséquences des trajectoires attendues d'IE en termes de propriétés écosystémiques, qu'elles soient agronomiques ou environnementales. Un premier levier d'action identifié pouvant favoriser l'autonomie fourragère repose sur l'ajustement des dates de premières exploitations qui permettent de jouer sur la balance entre quantité et qualité du fourrage à l'échelle de la parcelle. Toutefois les deux clés nécessaires à l'autonomie fourragère peuvent paraître partiellement antagonistes en raison de la place relative qu'elles apportent aux prairies temporaires. L'augmentation de la production fourragère passe par une intensification de la production, donc par un accroissement de la part relative des prairies temporaires dans l'exploitation ; alors que la sécurisation du système fourrager s'appuie plus fortement sur la part des prairies permanentes, plus souple d'utilisation et moins sensible aux aléas. Associer ces deux enjeux sur une même trajectoire d'IE revient donc à déterminer le meilleur compromis possible à l'échelle de l'exploitation (Figure 2) alors que les propriétés agro-écologiques ne peuvent pas toutes être favorisées en même temps à l'échelle de la parcelle. Les dynamiques visant l'autonomie fourragère relèvent donc de la gestion d'un équilibre où la production pourra s'appuyer plus fortement sur les propriétés écosystémiques, que ce soit par un ajustement de la part relative des prairies temporaires et de la diversité des prairies au sein de l'exploitation ou par la richesse et la composition des mélanges semés, tout en gardant une marge de manœuvre sur les dates de première exploitation (Figure 2).

Conclusion

Sur le territoire du Val d'Autrans l'existence d'une marge de manœuvre d'IE devra être mise en débat entre les attentes des éleveurs et les propriétés réelles des prairies pour ajuster au mieux les compromis déjà existants en allant dans le sens de l'IE. Nos résultats montrent que le processus d'IE ne peut pas reposer uniquement sur une meilleure utilisation des processus écosystémiques mais relève également d'une réflexion plus globale à l'échelle des exploitations et territoires. Notre objectif final est donc d'identifier les compromis, synergies et antagonismes entre les différents types de prairies gérées au sein des systèmes fourragers et les différents types de services rendus (agronomiques, écologiques) pour évaluer le degré d'IE à l'échelle de l'exploitation et sur la mosaïque de ces systèmes à l'échelle du territoire.

Références

1. Amiaud, B. & Carrère, P. (2012) Grassland multifunctionality in providing ecosystem services. *Fourrages*, 211, 229-238.
2. Bommarco, R., Kleijn, D. & Potts, S.G. (2013) Ecological intensification: harnessing ecosystem services for food security. *TREE*, 28, 230-238.
3. de Vries, F.T., Thébault, E., Liiri, M. et al. (2013) Soil food web properties explain ecosystem services across European land use systems. *PNAS*, 110, 14296-14301.
4. Dobremez, L., Borg D., Madelrieux S. et al (2012) Attentes des acteurs sur l'élevage dans le Parc naturel régional du Vercors : analyse des entretiens réalisés dans le cadre de la tâche 1 du projet ANR-Systerra-Mouve. Irstea DTM Grenoble, Isara-Lyon, Suaci Alpes du nord Saint-Baldoph, INRA SAD-APT Versailles-Grignon, avril 2012, 14 p.
5. Duru, M., Bourgeois, A. & Nocquet, J. (1988) Le système fourrager : un concept opératoire ? *Fourrages* 115, 251–272.
6. GIS Alpes du Nord, 2002. *Les prairies de fauche et de pâture des Alpes du Nord. Fiches techniques pour le diagnostic et la conduite des prairies*. Groupement d'intérêt scientifique des Alpes du Nord, Chambéry
7. Grigulis, K., Lavorel, S., Krainer, U. et al. (2013) Relative contributions of plant traits and soil microbial properties to mountain grassland ecosystem services. *Journal of Ecology*, 101, 47-57.
8. Quijas, S., Schmid, B. & Balnaveira, P. (2010) Plant diversity enhances provision of ecosystem services: A new synthesis. *Basic and Applied Ecology*, 11, 582-593.
9. Plantureux, S., Ney, A. & Amiaud, B. (2010) Evaluation of the agronomical and environmental relevance of the CAP measure 'flowering grassland'. 23rd General Meeting of the *European Grassland Federation*, Kiel, Germany.
10. Power, A.G. (2010) Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 365, 2959-2971.

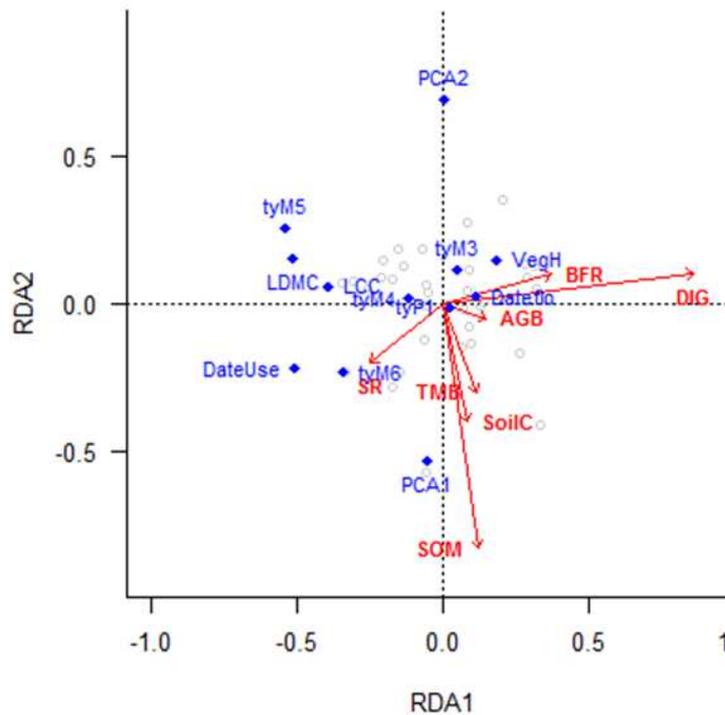


Figure 1

Projection des deux premiers plans de l'analyse de redondance (RDA) conduite sur les parcelles du plateau décrites par les caractéristiques édaphiques, d'usage et des communautés végétales (en bleu), les variables explicatives étant les propriétés écosystémiques (en rouge). L'axe 1 (20%) différencie les parcelles essentiellement sur la base de la digestibilité des fourrages, du ratio bactéries/champignons du sol et de leur richesse spécifique végétale. L'axe 2 (15%) discrimine les parcelles sur des propriétés liés au sol (matière organique, carbone total et biomasse microbienne).

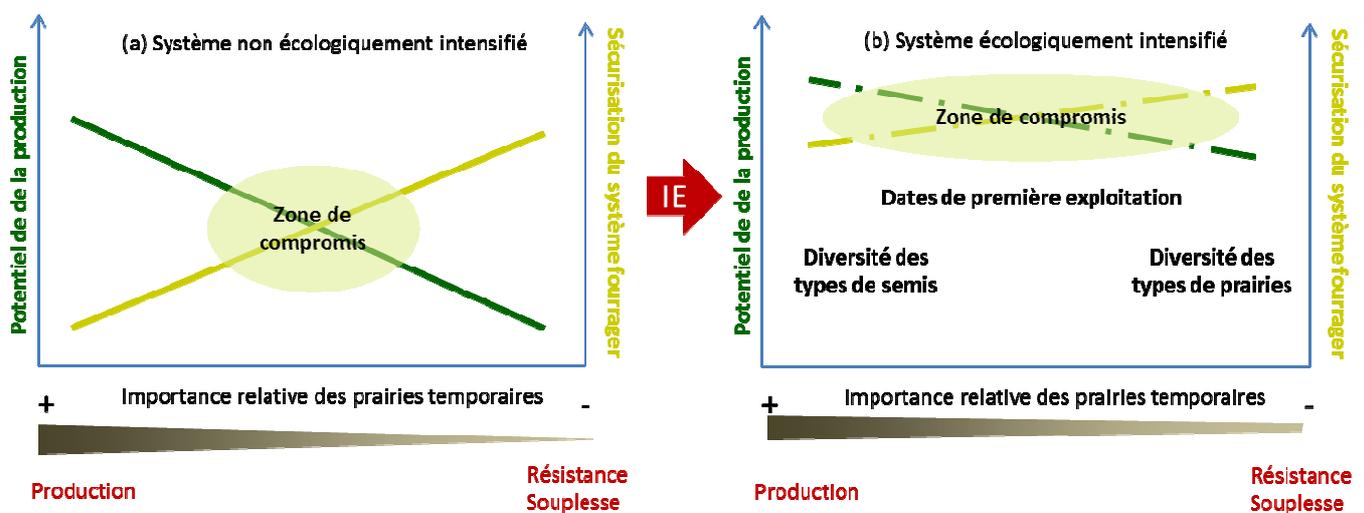


Figure 2

Schéma conceptuel présentant l'effet attendu de l'IE sur les compromis nécessaires pour à l'autonomie fourragère à l'échelle de l'exploitation sur le site du Val d'Autrans entre : (1)

l'amélioration ou maintien du potentiel de production et (2) la sécurisation du système fourrager face aux aléas. Dans un contexte non écologiquement intensifié (a) une dynamique focalisée sur l'augmentation de la production (quantité et qualité) conduirait à augmenter fortement la part des prairies temporaires au détriment de la sécurisation du système (prairies plus sensibles aux aléas climatiques et perturbations). Par contre la recherche prioritaire de la sécurisation fourragère mènerait à favoriser la part des prairies permanentes plus résistantes aux aléas et plus souple d'utilisation mais réduirait la capacité de production. La zone de compromis optimale, en termes de part relative des prairies temporaires, pour assurer à la fois la production et la sécurisation est alors restreinte. En s'appuyant sur les propriétés des espèces et des écosystèmes, l'IE doit permettre d'améliorer à la fois la production et la sécurisation du système (b) en limitant les effets de compensation entre ces deux critères sans qu'il soit nécessaire de fortement modifier la part relative des prairies temporaires. Adapter les dates de première exploitation, améliorer la diversité des types de prairies temporaires au sein de l'exploitation en jouant sur la composition des semis, utiliser une diversité de prairies présentant des valeurs d'usage agronomiques et environnementales contrastées sont autant de pistes permettant d'améliorer les compromis possibles entre production et sécurisation du système.

Impact d'un mélange d'espèces fixatrice/non fixatrice d'azote (*Robinia pseudoacacia* / *Populus* × *euramericana*) sur l'allocation et la dynamique du carbone d'une plantation à courte rotation

Cécilia Gana¹, Caroline Plain², Pierrick Priault², Dominique Gérard²,
Daniel Epron², Nicolas Marron¹

¹INRA, UMR 1137 'Ecologie et Ecophysiologie Forestières' (EEF),
cecilia.gana@nancy.inra.fr, marron@nancy.inra.fr

²Université de Lorraine, UMR 1137 'Ecologie et Ecophysiologie Forestières' (EEF),
caroline.plain@univ-lorraine.fr, pierrick.priault@univ-lorraine.fr,
dominique.gerant@univ-lorraine.fr, daniel.epron@univ-lorraine.fr

Introduction

À l'heure où la réduction des émissions de gaz à effet de serre devient une priorité pour la plupart des pays occidentaux, l'utilisation de ressources renouvelables comme alternative aux carburants fossiles est envisagée à grande échelle. Un des objectifs de l'union européenne pour 2020 est d'atteindre 20 % de sa consommation d'énergie issue de l'énergie renouvelable (Council of the European Union, 8/9 March 2007, note 7224/1/07). La biomasse végétale pourrait représenter une option écologiquement et économiquement satisfaisante comme combustible de substitution aux énergies fossiles (Petersen 2007). En raison de besoins en intrants moins importants que pour les espèces annuelles, la biomasse ligneuse présenterait un bilan environnemental plus favorable. La production de ce type de biomasse peut-être assurée par l'intermédiaire de plantations en taillis à rotations très courtes ou courtes (souvent 2 à 7 ans), respectivement les TTCR et TCR, composées d'espèces à croissance très rapide comme le peuplier, le saule, l'eucalyptus ou le robinier (Geyer 2006). Cependant, le manque d'information concernant la conduite de ces plantations de façon à optimiser la production de biomasse et le maintien de la fertilité à long terme est un frein sévère à leur développement (Alker et al. 2005). L'exportation fréquente de bois hors de la plantation, par rapport à un peuplement forestier traditionnel et l'utilisation d'espèces à croissance rapide, très gourmandes en nutriments et notamment en azote, comme le peuplier (Lodhiyal and Lodhiyal 1997), peut entraîner un appauvrissement du milieu et un déclin rapide de la productivité. La fertilisation n'est pas une solution économiquement et écologiquement viable à long terme et des solutions alternatives doivent être développées pour minimiser les besoins en intrants chimiques (notamment en fertilisants) sans brider les potentialités de croissance des espèces (Alker et al. 2005). L'utilisation d'espèces capables de fixer l'azote atmosphérique, telles que l'aulne, l'acacia ou le robinier, peut être un moyen de minimiser les besoins en intrants.

Contexte et problématique

L'intégration d'espèces d'arbres fixateurs d'azote atmosphérique en mélange avec les espèces à croissance rapide est une option déjà explorée dans de nombreuses régions du monde. Les plantations mixtes eucalyptus / acacia tendent à se développer sur plusieurs continents (Forrester et al. 2004 ; Nouvellon et al. 2012). Des études ont montré que les teneurs en azote du sol et la productivité des parcelles étaient accrues du fait de la présence de l'espèce fixatrice d'azote (Forrester et al. 2004).

De rares exemples traitant du mélange peuplier / aulne montrent également un accroissement de la productivité dans le mélange par rapport à la monoculture (en Iran, Sayyad et al. 2006). En revanche, en Europe, ce type de mélange d'espèces est très peu répandu et le comportement de mélanges peuplier / robinier est de ce fait mal connu. Les deux espèces présentent de forts potentiels de croissance et l'intérêt du robinier n'est pas uniquement de procurer de l'azote au système mais également de concourir à la production de biomasse totale de la plantation (Grünwald et al. 2009). Néanmoins, les modifications des statuts hydrique et azoté du sol, et les interactions interspécifiques (phénomènes de facilitation et compétition pour les ressources édaphiques) sont susceptibles de modifier fortement (par rapport aux plantations pures) l'allocation du carbone entre les compartiments aérien et souterrain (Epron et al. 2012, Nouvellon et al. 2012). Une analyse du comportement des deux espèces en mélange (peuplier / robinier) est nécessaire de façon à évaluer la pertinence de ce type de plantation mixte à fins de production de biomasse sous climat tempéré. Par ailleurs, les mécanismes d'interactions entre espèces sont beaucoup étudiés mais très complexes et encore mal compris. Les différents types d'interactions pouvant exister au sein de plantations ligneuses d'espèces en mélange sont : **la compétition, la complémentarité (pour les ressources) et la facilitation** (Boyden et al. 2005). L'étude de ces interactions en plantation mixte (avec uniquement deux espèces) permet d'établir des schémas simplifiés afin de mieux appréhender les relations qui existent dans des communautés plus complexes.

La production de biomasse d'une parcelle est dépendante de la croissance individuelle des plantes qui est elle-même définie par de nombreux déterminants phénologiques (longueur de la saison de végétation), structuraux (indice foliaire, architecture racinaire), fonctionnels (assimilation photosynthétique, efficacité à utiliser l'eau et l'azote) ou biochimiques (allocation et dynamique des réserves carbonées et azotées). De plus, les organes d'intérêt de ce type de plantation sont les organes aériens (tiges et branches) mais leur croissance est étroitement associée au développement et au fonctionnement racinaire. La croissance des plantes est également intimement liée aux disponibilités et à l'allocation du carbone et de l'azote dans le système (Vizoso et al. 2008). Tous ces déterminants concourant à la production de la plantation sont susceptibles d'être affectés par un apport d'azote accru par l'introduction d'une légumineuse mais également par la compétition qui risque d'être modifiée par le mélange interspécifique.

L'objectif de cette étude est d'évaluer l'impact du mélange peuplier / robinier sur l'acquisition et l'allocation de carbone dans la plantation. Le carbone alloué vers les parties aériennes permet la production de biomasse, alors que le carbone alloué vers les parties racinaires est indispensable pour la captation des ressources (eau et nutriments). Les hypothèses formulées sont les suivantes (Figure 1) :

1) l'interaction entre le peuplier et le robinier dans le mélange est de type facilitation ;

- 2) cette facilitation se traduit par une augmentation du stock global d'azote dans le milieu résultant de la fixation d'azote par rhizobium associé au robinier et le retour au sol des litières de robinier (litières aériennes, turnover des racines) ;
- 3) cet apport d'azote entraînera une augmentation de l'assimilation photosynthétique du peuplier par l'intermédiaire d'une augmentation de la capacité photosynthétique de ses feuilles et de son indice foliaire ;
- 4) la compétition intra-spécifique est plus intense que la compétition interspécifique, en particulier pour le peuplier (très consommateur en eau et nutriments, en comparaison avec le robinier) ;
- 5) cette diminution de compétition dans le mélange se traduit d'une part par une stratification de la canopée et une meilleure captation de la ressource lumière (augmentation de l'interception du rayonnement et de l'efficacité d'utilisation de la lumière) ;
- 6) d'autre part, par une stratification des parties racinaires, entraînant une disponibilité des ressources en nutriments et en eau plus élevée : les racines de peuplier prospectent en profondeur, celles du robinier en surface essentiellement ;
- 7) le flux de carbone vers les parties souterraines est plus faible dans le mélange, dû à la disponibilité des ressources plus élevée ;
- 8) la production primaire nette des parties aériennes est améliorée dans le mélange en raison de l'augmentation de la disponibilité des ressources et des capacités photosynthétiques ;
- 9) le rapport production primaire nette aérienne / flux de carbone vers le compartiment souterrain est plus élevée dans le mélange, dû à une modification de l'allocation du carbone (plus de carbone alloué vers les parties aériennes que vers les parties racinaires) ;
- 10) l'efficacité de transpiration est supérieure dans le mélange comparé aux monocultures en raison d'une production de biomasse accrue (supérieure aux monocultures) et d'un prélèvement en eau moins important dans le mélange (en comparaison avec la monoculture de peuplier).

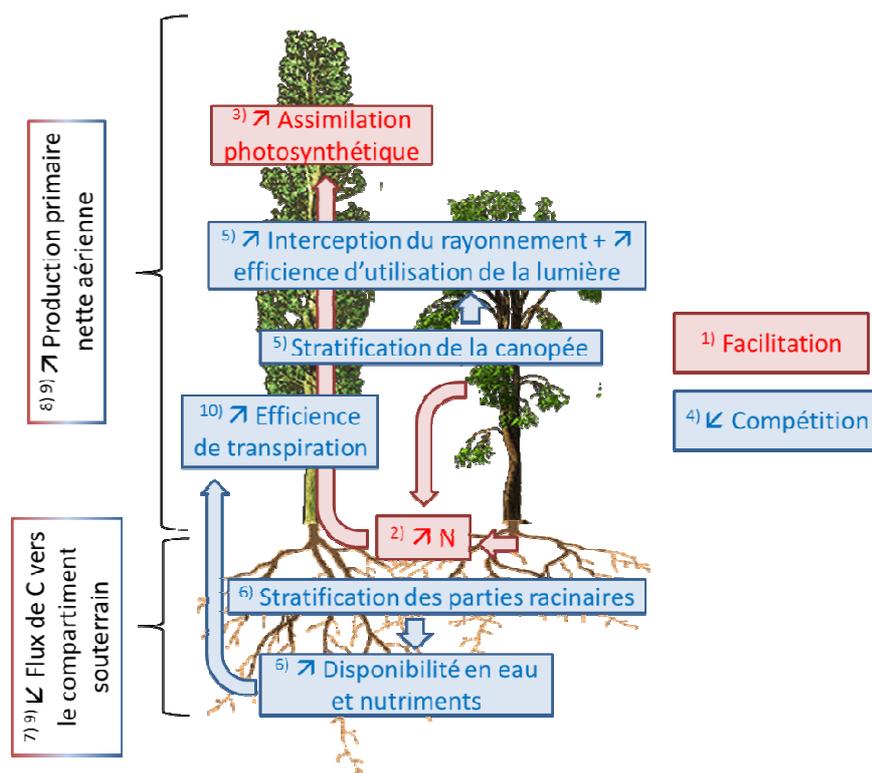


Figure 1. Hypothèses sur les mécanismes de facilitation et de diminution de compétition pouvant entraîner une modification dans le schéma d'allocation du carbone au sein d'une plantation mixte de peuplier et robinier

Le sujet s'inscrit dans le projet Intens&fix (2011 – 2014) soutenu par le programme SYSTERRA de l'ANR et coordonné par l'UMR Eco&Sols de Montpellier. Le projet vise à comprendre les interactions biophysiques inter- et intra-spécifiques au sein des plantations forestières associant des espèces fixatrices d'azote afin de proposer des schémas de gestion innovante des plantations forestières dans un contexte d'intensification écologique de la production de bois.

Matériels et méthodes

Le site étudié est une plantation instrumentée qui se situe en région Centre, à St-Cyr-en-Val. Elle est constituée d'un mélange de peupliers (*Populus × euramericana*, clone Dorskamp) et de robiniers (*Robinia pseudoacacia*, variété Nyirzeg), plantés au printemps 2011. La densité est d'environ 1400 tiges/ha (1428 tiges/ha). La superficie du site est d'environ 6900 m². La plantation comporte deux blocs (deux répétitions). Chaque bloc est constitué d'une parcelle unitaire (PU) de robiniers purs, d'une PU de peupliers purs et d'une PU de mélange des deux espèces en alternance par ligne. Des mesures sont réalisées afin de tester les différentes hypothèses (Figure 1) :

1) et 4) Un suivi non destructif de la croissance et du développement aérien des plants (suivi de croissance en hauteur et diamètre des tiges) permet de calculer des indices de compétition pour déterminer quel type d'interaction est présent au sein de la plantation : facilitation, compétition ou diminution de la compétition.

2) Un marquage au ^{15}N , réalisé en 2012 selon la méthode de dilution isotopique (Bouillet et al. 2008) permettra de déterminer la quantité d'azote fixé grâce à l'analyse isotopique des différents organes des arbres.

3) et 5) Un suivi saisonnier de la photosynthèse est réalisé (échanges gazeux foliaires). En parallèle, des mesures d'indices foliaires, d'interception du rayonnement photosynthétiquement actif, d'angles foliaires et une description du couvert sont réalisées. Ces mesures permettent de comparer les capacités photosynthétiques ainsi que la stratégie et l'efficacité d'utilisation de la ressource « lumière » des deux espèces, dans les différents traitements.

6) Une fosse sera creusée dans le mélange afin d'établir un profil racinaire et déterminer la stratégie d'exploration du sol par les racines des deux espèces. Des sondes ont été installées pour suivre l'évolution de la teneur en eau du sol dans les différents traitements à différentes profondeurs. Les variations saisonnières pourront nous renseigner sur d'éventuelles différences entre traitements en termes de profondeurs d'enracinement.

7) Le flux de carbone vers le compartiment souterrain est déterminé grâce à l'équation de Giardina and Ryan (2002), prenant en compte les entrées et sorties de carbone :

$$\text{TBCF (kg.m}^{-2}\text{.an}^{-1}) = \text{FS} + \text{FE} - \text{FA} + (\Delta\text{CS} + \Delta\text{CR} + \Delta\text{CL}) / \Delta t$$

TBCF : Total Belowground Carbon Flux (flux carbone vers le compartiment souterrain)

FS : flux de CO_2 à la surface du sol ; estimé grâce à des chambres automatiques de mesure de respiration du sol (pour estimer la variabilité saisonnière et journalière) et des mesures de respiration du sol manuelles (pour estimer la variation spatiale et établir des cumuls).

FE : perte de carbone par érosion, lixiviation ou flux de CH_4 ; ce paramètre est considéré comme négligeable.

FA : chutes de litières (feuilles, branches,...) récoltées dans des paniers et des filets et analysées (C).

ΔCS : variations de carbone contenu dans la partie minérale du sol ; prélevé et analysé (C) chaque année.

ΔCR : variations de carbone contenu dans la biomasse racinaire ; des excavations du système racinaire ont lieu deux fois par an, permettant d'estimer la biomasse racinaire de chaque arbre. En parallèle, des mesures de croissance sur tous les arbres de la plantation sont réalisées de manière à établir des relations allométriques et d'estimer la biomasse souterraine de la plantation à partir des dimensions aériennes des arbres.

ΔCL : variations de carbone contenu dans la litière du sol (carbone organique) prélevée et analysée (C) chaque année.

8) La production primaire nette des parties aériennes est déterminée d'après l'équation de Giardina et al. (2003) :

$$\text{ANPP (kg.m}^{-2}\text{.an}^{-1}) = \text{FA} + \text{FW} + \Delta\text{CC} + \Delta\text{CW}$$

ANPP : Aboveground Net Primary Production (production primaire nette aérienne)

FW : flux de C associé à la mortalité des arbres, estimée chaque année.

Δ CC : augmentation de la teneur en C des feuilles vivantes, estimée chaque année.

Δ CW : augmentation de la teneur en C des branches, écorce et tronc, estimées deux fois par an. La biomasse totale aérienne de la plantation sera estimée à l'aide d'équations allométriques qui seront établies suites aux inventaires (mesures des diamètres et hauteurs) réalisés avant chaque abattage.

10) La transpiration sera mesurée grâce à l'installation de capteur de flux de sève et permettra d'estimer et comparer l'efficacité de transpiration de chaque espèce dans les différents traitements.

Résultats préliminaires et perspectives

Les résultats ne montrent pas d'effet du mélange sur la croissance et le flux de CO₂ du sol au cours des deux premières années de la rotation. De plus, les deux espèces, aux écologies contrastées, présentent des cinétiques de croissance initiale similaires. Néanmoins, en mélange avec le peuplier, le robinier présente des capacités photosynthétiques inférieures à la monoculture. Il est probable que, la compétition entre les deux espèces en mélange pour les ressources édaphiques et pour la lumière augmente. La plantation est encore jeune ; les données recueillies en 2013 sont en cours de traitement et les suivis se poursuivront en 2014 (4^{ème} année). La tendance observée en termes d'augmentation des teneurs en azote des peupliers dans le mélange au cours des deux premières années (Figure 2) est encourageante pour la suite.

N total (g/ plant)

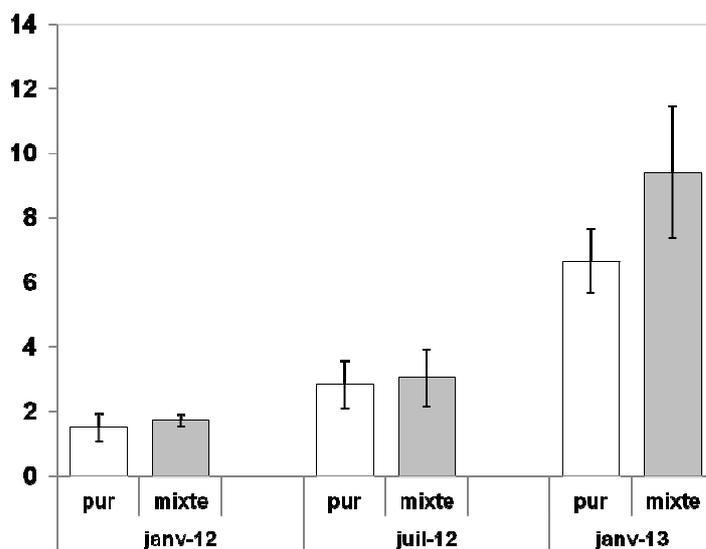


Figure 2. Evolution temporelle des teneurs en azote des plants de peuplier en monoculture (blanc) et en mélange avec le robinier (gris) (moyennes \pm erreur standard, $n=8$).

Références

1. ALKER, G., BRUTON C., RICHARDS, K. 2005. IEA Bioenergy Task 30: Short rotation crops for bioenergy systems.
2. BOYDEN, S., BINLEY, D., SENOCK, R. 2005. Competition and facilitation between eucalyptus and nitrogen-fixing falcataria in relation to soil fertility. *Ecology*. Vol. 4, n°6, p. 992-1001.
3. BOUILLET, J.P., LACLAU, J.P., GONÇALVES, J.L.M., MOREIRA, M.Z., TRIVELIN, P.C.O., JOURDAN, C., et al. 2008. Mixed-species plantations of *Acacia mangium* and *Eucalyptus grandis* in Brazil 2: Nitrogen accumulation in the stands and biological N₂ fixation. *Forest Ecology and Management*. Vol. 255, p. 3918-3930.
4. EPRON, D., NOUVELLON, Y., MARESCHAL, L., MOREIRA, R.M., KOUTIKA, L.S., GENESTE, B., et al. 2012. Partitioning of net primary production in *Eucalyptus* and *Acacia* stands and in mixed-species plantations: Two case-studies in contrasting tropical environments. *Forest Ecology and Management*. Vol. 301, p. 102-111.
5. FORRESTER, D. I., BAUHUS, J., KHANNA, P.K. 2004. Growth dynamics in a mixed-species plantation of *Eucalyptus globulus* and *Acacia mearnsii*. *Forest ecology and management*. Vol. 193, n°1-2, p. 81-95.
6. GEYER, W.A. 2006. Biomass production in the Central Great Plains USA under various coppice regimes. *Biomass and Bioenergy*. Vol. 30, p. 778-783.
7. GIARDINA, C.P., RYAN, M.G. 2002. Total Belowground Carbon Allocation in a Fast-growing Eucalyptus Plantation Estimated Using a Carbon Balance Approach. *Ecosystems*. Vol. 5, n° 5, p. 487-499.
8. GIARDINA, C.P., RYAN, M.G., BINKLEY, D., FOWNES, J.H. 2003. Primary production and carbon allocation in relation to nutrient supply in a tropical experimental forest. *Global Change Biology*. Vol. 9, p. 1438-1450.
9. GRÜNEWALD, H., BÖHM, C., QUINKENSTEIN, A., GRUNDMANN, P., EBERTS, J., VON WHÜHLISCH, G. 2009. *Robinia pseudoacacia* L.: A lesser known tree species for biomass production. *Bioenergy Research*. Vol. 2, p. 123-133.
10. LODHIYAL, L.S., LODHIYAL, N. 1997. Nutrient cycling and nutrient use efficiency in short rotation, high density central Himalayan Tarai poplar plantations. *Annals of Botany*. Vol. 79, p. 517-527.
11. NOUVELLON, Y., LACLAU, J.P., EPRON, D., LE MAIRE, G., BONNEFOND, J.M., GONÇALVES, J.L.M., et al. 2012. Production and carbon allocation in monocultures and mixed-species plantations of *Eucalyptus grandis* and *Acacia mangium* in Brazil. *Tree Physiology*. Vol. 32, p. 680-695.
12. PETERSEN, J.E. 2007. EEA Specific Contract No 2 3604/B2006/EEA.52793 - Deliverable Task 2b: Background report on current SRF/SRC cropping patterns in Europe.
13. SAYYAD, E., HOSSEINI, S.M., MOKHTARI, J., MAHDAVI, R., JALALI, S.G., AKBARINIA, M., et al. 2006. Comparison of growth, nutrition and soil properties of pure and mixed stands of *Populus deltoides* and *Alnus subcordata*. *Silva Fennica*. Vol. 40, n°1, p. 27-35.
14. VIZOSO, S., GERANT, D., GUEHL, J.M., JOFFRE, R., CHALOT, M., GROSS, P., et al. 2008. Do elevation of CO₂ concentration and nitrogen fertilization alter storage and remobilization of carbon and nitrogen in pedunculate oak saplings? *Tree Physiology*. Vol. 28, p. 1729-1739.

Comment appliquer la notion d'intensivité écologique en agriculture et en foresterie?

Exposé au séminaire FORGECO 3 décembre 2013 à Grenoble. Michel Griffon

Cet exposé ne représente qu'un état momentané de la réflexion en cours sur la notion d'intensivité écologique.

L'expression « intensivité écologique » est née lors du Grenelle de l'Environnement en 2006. Elle résulte d'une sollicitation pour trouver un terme exprimant l'idée que l'on pouvait obtenir de hauts niveaux de production agricole par un usage important des facteurs de production naturels, idée défendue au CIRAD depuis 1995 à l'occasion du Colloque « Towards a doubly green revolution » tenu à Poitiers. Un autre terme avait été proposé : « Agriculture à haute valeur environnementale » (dite « HVE »), repris par le Ministère de l'Agriculture pour proposer une certification dans ce domaine.

La proposition d'utiliser à dose élevée des facteurs de production naturels m'était venue en réfléchissant à la maxime posée au XVI^{ème} siècle par Francis Bacon : « Natura non nisi parendo vincitur » autrement dit « on ne commande à la nature qu'en lui obéissant », idée devenue après réflexion : « faire produire plus à un écosystème suppose d'abord de conserver à cet écosystème sa structure et ses fonctionnalités, et d'amplifier ses flux constitutifs ». De cette manière, on conserve bien à un écosystème sa nature (on lui obéit) tout en élargissant ses performances. Cette vision des choses s'opposait à la notion de « forçage » d'un écosystème qui consistait à amplifier fortement un petit nombre de flux entrants (appelés facteurs de production) de manière à obtenir une production abondante de flux sortant (le produit), mais au risque que la « déformation » de l'écosystème produise des « externalités » négatives, par exemple : un excès d'intrants aboutissant à des pollutions (engrais, produit phytosanitaires).

Le développement de cette idée a rencontré ce qui peut apparaître comme des applications mais qui lui sont souvent antérieures : l'agriculture de conservation, l'agriculture intégrée, l'écoagriculture, l'agroécologie et bien sûr, l'agriculture biologique. Quant au terme « Agriculture Ecologiquement Intensive » il correspond à la fois à la réflexion générale sur l'intensification écologique, et à des pratiques de terrain. L'objectif de cet exposé est

d'approfondir le concept et de montrer comment on peut l'appliquer à l'agriculture et à la foresterie, plus exactement à des systèmes de culture comprenant des arbres.

1. Le concept d'intensivité écologique

Intensité, intensivité, intensification, extensification

Ce qui est intensif est ce qui met en œuvre des moyens importants en espérant que ces moyens produisent un résultat à son tour important. Cela renvoie donc à un processus productif qui se définit par des moyens (des intrants) et des produits (des extrants), processus que l'on manipule en augmentant le niveau des intrants ou obtenir plus d'extrants. On en attend le fait –moyennant des limites- que plus on introduira d'intrants, plus le système (processus) produira d'extrants et plus il fonctionnera de manière dite intensive ou sera conventionnellement dit « intensif ».

On peut donc mesurer l'intensivité par le rapport entre la quantité d'intrant et la quantité d'extrant. Si on a un processus Y avec des intrants $I = \{i_1 \dots i_n\}$ et des produits $P = \{p_1 \dots p_n\}$, on dit que le processus est intensif en facteur i_x si i_x est utilisé dans des proportions supérieures à celle qui se rencontre dans des situations de référence (état naturel) et produit un accroissement de produit ΔP , et l'intensivité se représente par i_x/P .

C'est un concept proche de la notion de productivité des facteurs utilisée en économie. La productivité est le rapport de la quantité de produit sur une unité d'intrant ; c'est donc l'inverse de l'intensité et se représente par P/i_x . La productivité générale Y se définit habituellement par deux variables, le stock de capital K , et la quantité de travail L et un facteur de productivité A . On a : $Y = A \cdot K^\alpha \cdot L^{1-\alpha}$ où α est la contribution de la variable K . Notons que cette représentation ignore les consommations intermédiaires et la consommation de ressources naturelles.

Si l'on généralise cette définition à i facteurs de production, on a :

$$Y = C \cdot \prod_i x_i^{a^i}$$

$$\sum a^i = 1$$

On approche ici le concept de maximum de productivité avec possibilité de substitution des facteurs (Pareto optimalité) qui a un sens en économie, mais qui, en écologie correspond à un seul état théorique de l'agroécosystème car il n'y a pas obligatoirement substituabilité des

fonctionnalités. On a donc un point théorique correspondant à une combinaison optimale des fonctionnalités et qui correspond donc à une sorte de climax de l'agroécosystème. En réalité, la cohabitation de fonctionnalités et de facteurs de production dont les niveaux d'incrémentations sont variables permet une substituabilité d'une catégorie à l'autre, ce qui fait que l'on a la possibilité, par cette cohabitation, d'avoir un ensemble de climax Pareto optimaux.

Pour aller plus loin dans la clarification, il faut différencier intensité, intensivité et intensification et donner les différentes définitions qui sont utilisées.

L'Intensité se réfère à la force d'un phénomène (électricité, lumière...) par rapport à un état de référence. On peut considérer que c'est une variable continue ou discrète ; elle peut varier entre le 0 et des valeurs élevées finies.

L'intensivité se conçoit par rapport à une référence. Il peut s'agir :

- de la référence à des facteurs de production et des produits d'un processus :
 - o Un facteur de production par rapport au produit final ; par exemple l'intensivité d'une production agricole en main d'œuvre, intensivité d'une production en intrants.
 - o Un facteur de production par rapport à d'autres facteurs de production ; par exemple « l'intensité capitaliste » qui mesure le rapport du capital à la main d'œuvre (K/L). Il peut s'agir d'un facteur de production variable par rapport à un facteur rare, par exemple l'intensivité en intrants par hectare.
 - o Il peut s'agir, dans une autre définition d'une référence à un sous-ensemble ou à l'ensemble de variables d'entrée et de sortie d'un processus ; par exemple l'intensivité en prélèvement en bois d'un écosystème, ou l'intensivité en produit par facteur de production rare (production par hectare), ou l'intensivité en services écologiques (produits du processus) par unité de surface de biosphère.
- Il peut s'agir de l'intensivité écologique qui se réfère, non aux facteurs de production, mais se réfère aux fonctionnalités écologiques (mesurées par des indicateurs adéquats) ;
 - o Il peut s'agir là aussi de l'intensivité d'une seule fonctionnalité par rapport au produit final ; par exemple intensivité de la production en fertilité organique.
 - o Ou de l'intensivité relative des fonctionnalités
 - o Ou bien d'intensivité de sous-ensembles ou de l'ensemble des fonctionnalités écologiques ; par exemple l'intensivité en fonctionnalités écosystémiques.

Au total, on peut si l'on veut constituer les ratios que l'on veut pour exprimer une notion somme toute simple de l'intensivité : « obtenir beaucoup d'un agroécosystème avec beaucoup d'intrants ou de ressources naturelles ».

L'intensification est simplement la variation du phénomène dans le temps. Une augmentation est une intensification. Une diminution est une des-intensification. En théorie, pour désigner le mouvement inverse, on devrait utiliser le terme « extensification ». Par exemple, l'extensification en intrants chimiques signifierait la diminution des doses d'intrants chimiques par rapport à la production. Mais le terme extensification est peu utilisé dans cette acception. Il est surtout utilisé dans un autre sens : l'extension des surfaces cultivées ou pâturées pour une diminution des intrants par unité de produit ; par exemple, plus d'hectares cultivés pour la même quantité de matériel, ou bien, la réduction des doses d'engrais et de phytosanitaires sur une même surface...

On parle donc d'agriculture intensive en intrants (engrais, phytosanitaires), intensive en énergie (motorisation), intensive en main d'œuvre (Inde), intensive en eau (agriculture entièrement irriguée) dans le cas d'un rapport d'un intrant au produit final. Par simplification, on parle d'agriculture intensive pour évoquer les agricultures à forte utilisation d'intrants, de mécanisation, de capitaux... Par extension, on peut donc aussi parler d'agriculture intensive en processus écologiques. Mais il s'agit d'une extension de langage de caractère métaphorique, car on passe d'une intensivité en facteurs de production (intrants chimiques, ressources naturelles...) à une intensivité en fonctionnalités c'est-à-dire en processus productifs ce qui n'est pas de même nature même si ces fonctionnalités écosystémiques (par exemple utilisation des réseaux trophiques –ensemble d'auxiliaires-pour contrôler des envahisseurs biologiques) peuvent faire penser à des facteurs de production et à des ressources naturelles.

	Facteurs de production		Variables du système	Fonctionnalités		
	Facteur de Prod i en référence à Production Y	Facteur de Prod i_1 en référence à facteur de prod i_n .	Variable du système en référence à variable du système	Fonctionnalité f_i en référence à Production Y	Fonctionnalité en référence à fonctionnalité	Ensemble de fonctionnalités en référence à Production
Intensivité	i/Y	i_1/i_n ou $i/composition\ de\ I$	x_1/x_n	f_i/Y	f_1/f_n	F_n/Y
Intensification	$\Delta i/Y$	$\Delta i_1/i_n$	$\Delta x_1/x_n$	$\Delta f_i/Y$	$\Delta f_1/f_n$	$\Delta F_n/Y$
Exemple	Intensité en eau	Intensité capitaliste que K/L	Intensité de prélèvement dY/Y	Fertilité organique par tonne de produit	Protection biologique / protection phytosanitaire	Intensité de la lutte biologique/production

Qu'est-ce qu'une fonctionnalité ?

Pour avoir une idée plus claire de l'intensivité écologique, il faut préciser ce qu'est une fonctionnalité. En écologie fonctionnelle, une fonctionnalité est un sous ensemble fonctionnel du fonctionnement général d'un écosystème. C'est donc un ensemble de processus écologiques (et biologiques) « de fonctionnement et de maintien d'un écosystème assurant sa capacité à faire face à des perturbations et à se maintenir dans un état favorable à la production » (M. Ghali, thèse 2013, p 36, d'après MEEDDM 2010). Par exemple, la décomposition physico- chimique de la biomasse par les êtres vivants du sol, ou, autre exemple la ponte par un trichogramme d'un œuf dans un œuf de pyrale (ravageur du maïs) puis le développement de la larve du trichogramme qui tue l'embryon de pyrale (parasitisme). Notons qu'une fonctionnalité se définit comme un système ou un processus qui comprend donc des variables et des relations entre les variables, et que parmi ces variables se situent les ressources naturelles ; par exemple le volume de l'ensemble des décomposeurs de la biomasse –arthropodes, vers...) pour la fonctionnalité décomposition citée ci-dessus constitue une variable que l'on peut considérer comme une ressource naturelle qui est facteur de production.

On a donc :

- D'une part les facteurs de production exogènes (intrants i)
- D'autre part des fonctionnalités qui sont
 - o des processus, donc des structures de l'agroécosystème
 - o et des ressources naturelles.

On peut disposer d'une liste de « fonctionnalités écologiques » des écosystèmes cultivés susceptibles d'être intensifiées. C'est le but du tableau qui suit où elles sont classées par catégories. Ce tableau (issu de qu'est-ce que l'agriculture écologiquement intensive ?¹ n'est pas exhaustif et pas définitif.

Tableau 1 ; Fonctionnalités agroécologiques

catégorie	Fonctionnalité	Ce qui peut être intensifié
Fertilité du sol	Fixation de N par des légumineuses	Diversité des légumineuses et densité
	Mulchs et litières : décomposition de la biomasse	Importance et épaisseur du mulch
	Piégeage des nitrates par des plantes	Ordre des cultures
	Humification par la faune du sol, les champignons et les bactéries ; production de matière organique	Quantité de biomasse restituée au sol (dont résidus de récolte) et importance de la faune du sol, champignons et bactéries
	Minéralisation par la phase vivante du	Apports de bactéries minéralisantes

¹ M. Griffon, Ed. QUAE, 2013.

	sol	
	Micorhizes transportant les nutriments	Ensemencement en micorhizes, micorhization
	Action des fumiers et lisiers (effluents organiques animaux)	Quantité d'apports de nutriments
	Action des composts et composants organiques (plumes, digestats...)	Quantité d'apports de nutriments
	Action du carbone actif adsorbant, « biochar »	Quantité d'apport d'amendement favorisant la structure du sol (charbon pulvérulent)
	Recyclage des nutriments par enracinement profond	Densité des plantes recyclantes
Structuration du sol et lutte contre l'érosion	Action structurante de la faune et de la flore : canaux, agrégats...	Densité de la phase vivante du sol
	Restructuration du sol par des plantes de service : perforation, structuration de la rhizosphère	Densité des plantes de service
	Extension de l'horizon A par la faune et les apports de biomasse	Densité de la phase vivante du sol et de la biomasse retournant au sol
	Rôle de l'humification dans la formation des complexes argile - humus	Densité de la matière organique
	Rôle du carbone adsorbant dans la fixation de l'humus	Quantité d'apport d'amendement carbone
	Rôle du calcaire dans la structuration	Quantité de chaux pour chaulage
	Structuration mécanique par outils	Outils de travail superficiel, de labour superficiel, de détasement localisé
	Effet des couvertures végétales (vivantes ou mulchs) par la rugosité sur l'empêchement de l'érosion	Surface de couvertures végétales
Circulation de l'eau dans le paysage, le sol et sous-sol	Effet de pompage de l'eau par les plantes et de réduction du stock d'eau du sol	Choix des cultures en fonction des besoins en eau (successions culturales économes en eau)
	Effet de la rugosité du paysage (peuplement végétal) sur l'infiltration et le ruissellement	Densité de couvertures cultivées, de bandes enherbées, de haies, bosquets, arbres, impluviums, travail en courbes de niveau, bassins de rétention
	Effet des couvertures sur l'évaporation de l'eau du sol	Densité des couvertures cultivées
	Effet du peuplement végétal sur l'évitement des incendies	Densité des peuplements anti-incendies
Fonctionnement de la plante	Photosynthèse : Lumière + CO ₂ = biomasse	Densité du couvert végétal vivant
	Capacité à faire face à des aléas climatiques	Choix espèce et variété
	Capacité des racines à sélectionner les nutriments et les valoriser	Choix espèce et variété
	Capacité des racines à utiliser les ressources profondes en nutriments	Choix espèce et variété ; Densité en plantes efficaces
	Capacité des racines à limiter l'utilisation des nutriments (P205)	Sélection, utilisation OGM futurs ; densité de plantes efficaces

	Réaction des arbres à la taille	Importance de la taille
Fonctionnement du peuplement	Compétition entre espèces végétales pour la lumière et les ressources du sol	Choix des espèces dans l'espace et le calendrier
	Diversité des espèces associées	Choix des espèces dans l'espace et dans le calendrier ; choix des variétés
	Circulation des ions dans le peuplement	Micorhization (bis)
Régulation des envahisseurs biologiques	Résistance génétique aux maladies cryptogamiques	Variétés résistantes
	Utilisation de molécules naturelles fongicides	Fongicides du futur (bioinspiration)
	Résistance (ralentissement) des maladies cryptogamiques par mélange de variétés	Importance des mélanges de variétés
	Ralentissement par diversité des espèces dans le paysage	Elaboration d'une mosaïque de parcelles Utilisation de haies
	Lutte mécanique contre maladies cryptogamiques	Façons culturales : enfouissements, broyage des résidus contaminés
	Calage des cycles culturaux : dates de semis	Dates de semis défavorisant les maladies
	Modification des conditions environnementales des champignons	Importance de l'éclaircissage vigne, arbres
	Allélopathie pour les végétaux	Successions culturales appropriées et rotations (choix des espèces) Herbicides du futur (bioinspiration)
	Compétition entre espèces végétales pour l'espace	Associations de cultures contre les adventices, dates de semis pour caler les cycles phenologiques
	Destruction mécanique et thermique des adventices	Capacité de travail
	Réseaux trophiques au détriment des ravageurs	Densité d'habitats et d'auxiliaires (haies, bandes enherbées)
	Réseaux de parasitisme fonctionnant au détriment des ravageurs	Densité d'habitats des auxiliaires (haies, bandes enherbées)- infrastructures Importance des lâchers d'auxiliaires
	Relations de défense des plantes vis-à-vis des ravageurs	Utilisation d'éliciteurs et stimulateurs de défenses naturelles Résistance génétique, choix des espèces et des variétés Insecticides du futur (bioinspiration)
		Complexité des réseaux trophiques et de parasitisme, effet de résilience vis-à-vis des envahisseurs biologiques
Empêchement physique des attaques des ravageurs (filets...)		Surface protégée
Action des substances naturelles adverses aux ravageurs (Préparations naturelles peu préoccupantes)		Quantités administrées
Effets de leurre des ravageurs		Importance du piégeage

NB : le concept d'intensification écologique est utilisé ici de manière limitée aux agro-écosystèmes. Une utilisation élargie est possible en incluant les fonctionnalités suivantes :

- allocation du temps de travail (liée à un bilan emploi – ressources)
- allocation des ressources alimentaires (bilan sécurité alimentaire)
- allocation des revenus monétaires (compte d'exploitation et bilan comptable)
- allocation de l'énergie introduite dans le système.

A ce stade, il faut s'interroger sur le moyen de définir un écosystème productif. Pour définir un écosystème productif, il faut définir :

- les fonctionnalités à intensifier (on dispose d'une liste provisoire)
- les performances espérées ; il faut une liste des performances type,
- les techniques « agroécologiques » correspondantes ; il faut un répertoire,
- les termes de passage matriciels entre ces trois listes.

On s'interrogera d'abord sur le passage entre fonctionnalités et technologie.

2. Comment passer des fonctionnalités aux techniques de production ?

Pour intensifier écologiquement un écosystème productif, il faut savoir passer de la gestion des fonctionnalités écologiques aux techniques de production. Il faut pour cela disposer d'un catalogue des techniques de production. Celui-ci est disponible dans le Rapport de Marion Guillou : « vers des agricultures doublement performantes pour concilier compétitivité et respect de l'environnement »². Ce rapport présente 15 méta-pratiques, elles-mêmes divisibles en un total de 59 méso-pratiques, elles-mêmes divisibles en 200 pratiques agroécologiques. On passe des fonctionnalités aux pratiques par une matrice des correspondances ou un tableau de passage simplifié.

² Agreenium INRA , mais 2013.

Correspondances entre fonctionnalités et techniques de production?

	Technologies ζ				
Fonctionnalités	+		+/-		-
F_n		+	+	+	+
		+			
			+	+/-	
	-			+	+

Tableau de passage des fonctionnalités agroécologiques aux pratiques agricoles écologiquement intensives (peut être présenté sous forme de matrice)

catégorie	Fonctionnalité	Techniques agroécologiques
Fertilité du sol	Fixation de N par des légumineuses	Légumineuses dans l'assolement
	Mulchs et litières : décomposition de la biomasse	Mulchs obtenus par action mécanique, chimique ou par le gel ; mulchs importés (paillage, BRF)
	Piégeage des nitrates par des plantes	CIPAN ; bandes enherbées de bords de rivières, haies ripisylves
	Humification par la faune du sol, les champignons et les bactéries ; production de matière organique,	Travail minimum du sol et non travail (no tillage) ; semis-direct ; partiellement strip-till Induction de l'humification par des apports de bactéries (Azotobacter...)
	Minéralisation par la phase vivante du sol	Apports de bactéries minéralisantes (Nitrosomas, nitrobacter)
	Micorhizes transportant les nutriments	Micorhization
	Action des fumiers et lisiers (effluents organiques animaux)	Amendements organiques
	Action des composts et composants organiques	Composts et composants organiques (plumes, digestats...)
	Action du « biochar », carbone adsorbant	Biochar
	Recyclage des nutriments par enracinement profond	Cultures précédentes (mil en climat tempéré)
Structuration du sol et lutte contre	Action structurante de la faune et de la flore : canaux, agrégats...	Non travail du sol Apports de faune efficace ?

l'érosion	Restructuration des sols par les plantes de service: perforation, structuration de la rhizosphère	Plantes perforantes : radis chinois
	Extension de l'horizon A par la faune et les apports de biomasse	Non travail du sol
	Rôle de l'humification dans la formation des complexes argile - humus	Apports de compost, d'effluents et fumiers Non travail du sol
	Rôle du carbone adsorbant dans la fixation de l'humus	Biochar
	Rôle du calcaire dans la structuration	Chaulage
	Structuration mécanique par outils	TCS, dents localisées (strip till)
	Effet des couvertures végétales (vivantes ou mulchs) par la rugosité sur l'empêchement de l'érosion	Mulchs et couvertures vivantes de pentes
Circulation de l'eau dans le paysage, le sol et sous-sol	Effet de pompage de l'eau par les plantes et de réduction du stock d'eau du sol	Espèces et variétés économes en eau
	Effet de la rugosité du paysage (peuplement végétal) sur l'infiltration et le ruissellement	Courbes de niveau, impluviums, infrastructures écologiques, bassins de rétention
	Effet des couvertures sur l'évaporation de l'eau du sol	Mulchs et couvertures vivantes
	Effet du peuplement végétal sur l'évitement des incendies	Peuplements anti-incendies
Fonctionnement de la plante	Photosynthèse : Lumière + CO ₂ = biomasse	Associations de cultures
	Capacité à faire face à des aléas climatiques	Choix d'espèces et variétés adaptées au climat
	Capacité des racines à sélectionner les nutriments et les valoriser	Choix espèce et variété
	Capacité des racines à utiliser les ressources profondes en nutriments	Choix espèce et variété ;
	Capacité des racines à limiter l'utilisation des nutriments (P205)	Sélection, utilisation OGM futurs
	Réaction des arbres à la taille	Taille
Fonctionnement du peuplement	Compétition entre espèces végétales pour la lumière et les ressources du sol	Cultures associées
	Diversité des espèces associées	Cultures associées
	Circulation des ions dans le peuplement	Micorhization (bis)
Régulation des envahisseurs biologiques	Résistance génétique aux maladies cryptogamiques	Variétés résistantes
	Utilisation de molécules naturelles fongicides	Fongicides du futur (bioinspiration)
	Résistance (ralentissement) des maladies cryptogamiques par mélange de variétés	Mélanges de variétés
	Ralentissement par diversité des espèces dans le paysage	Mosaïque de parcelles Utilisation de haies, Bocage

	Lutte mécanique contre maladies cryptogamiques	Façons culturales : enfouissements, broyage des résidus contaminés
	Calage des cycles : dates de semis	Dates de semis défavorisant les maladies
	Modification des conditions environnementales des champignons	Solarisation (bâchage plastique) Eclaircissage Densité de semis
	Allélopathie pour les végétaux	Successions culturales Herbicides du futur (bioinspiration)
	Compétition entre espèces végétales pour l'espace	Cultures associées
	Destruction mécanique et thermique des adventices	Labour très superficiel, binage, desherbinage, desherbage thermique, faux semis
	Réseaux trophiques au détriment des ravageurs	Habitats des auxiliaires (haies, bandes enherbées) Lutte biologique, lâchers
	Réseaux de parasitisme fonctionnant au détriment des ravageurs	Habitats des auxiliaires (haies, bandes enherbées)- infrastructures
	Relations de défense des plantes vis-à-vis des ravageurs	Eliciteurs et SDN Résistance génétique Insecticides du futur (bioinspiration)
	Complexité des réseaux trophiques et de parasitisme, effet de résilience vis-à-vis des envahisseurs biologiques	Constitution d'un écosystème synthétique
	Empêchement physique des attaques des ravageurs	Filets
	Substances naturelles adverses aux ravageurs (Préparations naturelles peu préoccupantes)	PNPP
	Effets de leurre des ravageurs	Piégeage, phéromones

Il faut ensuite une matrice de passage entre technologies et performances.

Correspondance entre techniques de production et performances?

	Technologies ζ				
<i>P</i>	+		+	0	
		+	+	+	+
		+			
		0	+	+	
	0			+	+

Disposant de ces différents outils, on peut aborder l'intensification écologique d'un écosystème productif.

3. Comment intensifier écologiquement un écosystème productif ?

Tout dépend d'abord de l'état initial de l'écosystème productif. Deux cas sont possibles :

- il s'agit d'un écosystème productif ayant subi un forçage se traduisant par des externalités négatives, il n'est dès lors pas viable et il faut alors corriger les externalités ;
- ou bien in s'agit d'un écosystème cultivé à faible ou moyenne productivité qui peut être en voie de dégradation de sa viabilité ou bien à viabilité maintenue. C'est donc d'une évaluation de la viabilité de l'écosystème qu'il faut partir.

Comment évaluer la viabilité ? Tout écosystème peut être évalué en termes de viabilité. Celle-ci se définit par la conservation de ses fonctionnalités lors de son évolution c'est-à-dire de sa trajectoire. Une trajectoire non viable est une trajectoire dont l'inertie détermine l'évolution vers un état non viable. Une trajectoire viable est une trajectoire dont l'inertie détermine le maintien dans un état viable. Il y a des trajectoires de dégradation (accroissement du risque de non viabilité) et des trajectoires « d'aggradation » (l'inverse). Une trajectoire de dégradation par exemple serait la perte de matière organique par une surexploitation du sol, se traduisant par un tassement puis une érosion pluviale et une chute

des rendements... Une trajectoire d'aggradation par exemple pourrait être l'inverse. Le but de l'intensification écologique est l'aggradation de l'écosystème productif.

Trois types d'actions peuvent être utilisées pour cette aggradation, donc pour l'intensification écologique : l'amplification équilibrée des flux fonctionnels, l'intégration des processus (complexité), la biodiversité.

L'amplification équilibrée des flux fonctionnels

L'amplification équilibrée des flux fonctionnels. Il s'agit de porter les flux fonctionnels à un niveau plus élevé afin d'accroître la productivité, tout en conservant la structure fonctionnelle du système et en évitant les effets externes (externalités). Ainsi, le fonctionnement et la structure fonctionnelle sont-ils étroitement associés : le volume des flux fonctionnels conditionne la structure. Par exemple, le cycle de formation et dégradation de la matière organique conditionne la structure que la matière organique donne au sol. Amplifier les flux fonctionnels, c'est donc aussi gérer les structures fonctionnelles associées. Cette gestion est destinée à éviter les excès lors de l'amplification (et les défauts dans le cas inverse). Par exemple, on cherchera à maximiser le volume de biomasse retournant au sol (résidus de culture, mulch de culture associée), de manière à maximiser l'humification et la minéralisation, mais sans entraîner des excès de nitrates qui risquent d'être lessivés et en évitant la transmission de maladies cryptogamiques d'un cycle à l'autre. Autre exemple : augmenter les ressources en azote par la culture de légumineuses mais en vérifiant le bilan azoté final de manière à éviter les excès. La notion « d'équilibrage fait donc appel à la réalisation de bilans : bilan azote, phosphore, eau, énergie. Dès lors qu'il s'agit de cycles (apports et exports), ces bilans peuvent aussi permettre d'évaluer la résilience de ces cycles de divers éléments, résilience permise par des stocks, par exemple la réserve utile en eau du sol, ou le stock de phosphore. Les bilans servent donc à éviter les risques liés aux excès (mais aussi les risques liés aux déficits). La conservation des structures fonctionnelles est aussi très importante. Il peut en effet y avoir un lien entre dégradation d'un cycle (notion de déséquilibre) et dégradation de la structure, par exemple, il est nécessaire de disposer de capteurs, d'indicateurs et de signaux donnant des informations sur l'état des fonctionnalités : avertissement de risques ou suivi des améliorations.

L'intégration des fonctionnalités

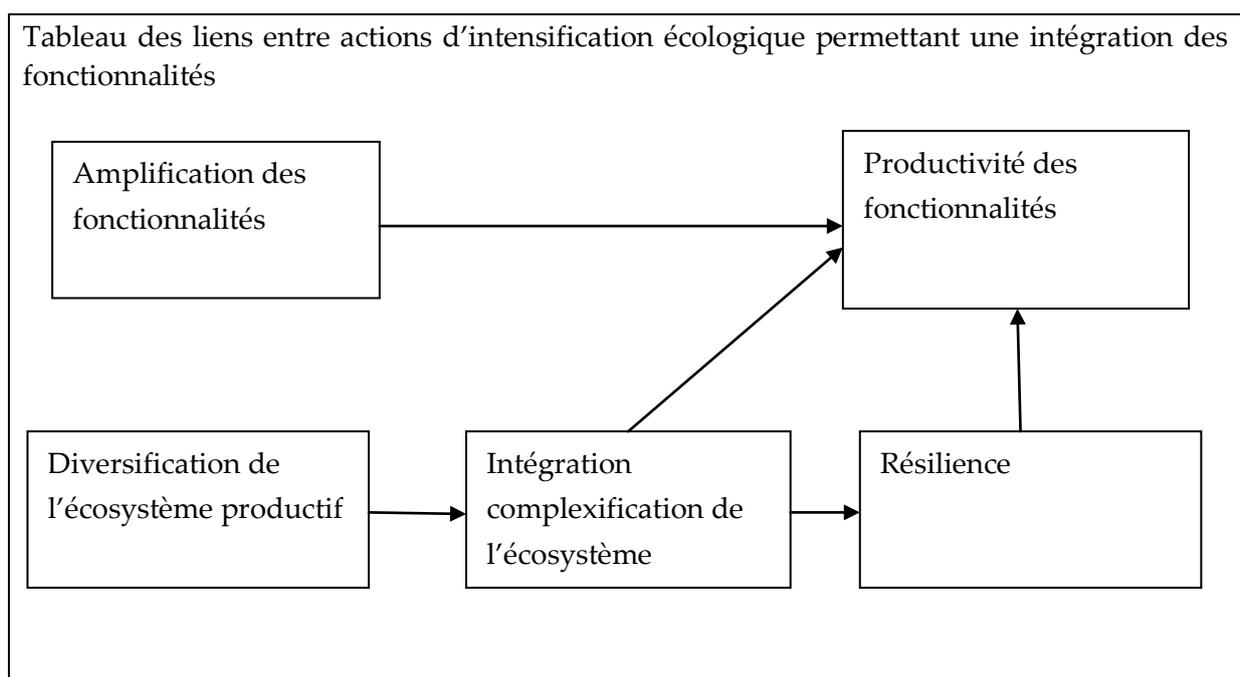
L'intégration des fonctionnalités est le deuxième type d'action en matière d'intensification écologique. Un écosystème naturel non perturbé (par exemple du type forêt tropicale) est caractérisé par des fonctionnalités intégrées. Cela signifie qu'elles sont liées les unes aux autres ce qui crée un ensemble complexe, et que cet ensemble est solidaire. Il en résulte une propriété particulière : la résilience écologique. Lorsque le système subit un choc, ce choc s'amortit plus facilement car il répartit ses effets perturbateurs dans la structure. Par exemple une pluie violente sur un sol couvert par un mulch épais perdra son énergie de choc qui se dispersera dans le mulch, elle s'infiltrera beaucoup plus qu'elle ne ruissellera, elle n'aura pas

d'effet « splash » sur le sol risquant de remonter des spores de champignon sur les feuilles, elle restera en partie captive du sol car le mulch réduira l'évaporation, et le stock d'eau constitué servira de réserve utile en cas de sécheresse consécutive. Les fonctionnalités concernées sont la rugosité du couvert, la biologie des champignons, et l'hydrologie du sol. Autre exemple d'intégration : une couverture de légumineuses rampantes dans un champ de maïs apporte de la fertilité azotée, maximise la photosynthèse et l'humification, limite l'érosion pluviale, maintient l'eau dans le sol, et empêche certaines adventices d'émerger soit six fonctionnalités liées. Le recours à certaines techniques agroécologiques que l'on intègre crée donc de la résilience et de l'aggradation.

La biodiversification

La biodiversité est la troisième action qui peut être entreprise pour intensifier écologiquement un écosystème agricole. Cette biodiversité intervient dans différentes fonctionnalités : dans les fonctionnalités liées à la faune et la flore du sol et de ses bactéries, dans les fonctionnalités liées à la couverture du sol (plantes cultivées, plantes de services, couvertures vivantes, strates arborescentes...), dans la compétition-coopération des plantes du peuplement végétal, et dans la régulation des envahisseurs biologiques au sein des réseaux trophiques. Plus il y a de biodiversité, plus il y a de possibilités de duplication des fonctions, et de possibilités d'atténuation des chocs donc de résilience. Par exemple, plus l'ensemble des auxiliaires des cultures est diversifié, plus le risque d'envahissement biologique est faible.

Ces trois actions d'intensification écologique concourent à la productivité des écosystèmes cultivés et à leur résilience (voir le schéma suivant).



4. Des modèles naturels écologiquement optimaux ?

On peut considérer qu'il existe des modèles productifs naturels à productivité élevée dans les conditions de climat et de sol existantes, ayant disposé de tout le temps nécessaire sans perturbation pour atteindre un régime de fonctionnement optimisé, et qui peuvent donc servir de modèle d'optimisation écologique. Il s'agit du modèle prairie et du modèle forêt (ou d'une manière générale de tout biome correspondant à un climat donné stable). Les prairies et les forêts n'ayant pas subi de perturbation climatique ou d'un autre ordre pendant de très longues périodes (par exemple les prairies du Zimbabwe ou l'Amazonie forestière) ont généré une abondante biodiversité, un grand nombre de fonctionnalités intégrées, et une certaine régularité des cycles fonctionnels renforçant leur résilience. Par exemple, la forêt tropicale reproduit avec une certaine permanence les strates de végétation arbustives et arborescentes permettant une biomasse maximale et une abondante litière au sol issue de la chute des feuilles et alimentant le cycle humification – minéralisation. Les niveaux de productivité sont élevés (de l'ordre de 30 t MS/ha). De la même manière, le modèle prairie combine un grand nombre d'espèces prairiales complémentaires dans l'espace et le temps, l'ensemble donnant des quantités importantes de matière sèche aux animaux qui la consomment. Ces modèles sont tout à l'opposé des modèles agricoles fondés sur la monoculture monovariétale et sur le forçage de la fertilisation chimique ainsi que le contrôle chimique des espèces non souhaitées (adventices, champignons, insectes). Dans le raisonnement « écologie intensive », les modèles forêt et prairie fonctionnent comme des archétypes de la complexité des écosystèmes où un grand nombre (peut être toutes) les fonctionnalités sont représentées.

Si l'on tient ce raisonnement, il apparaît logique de proposer des agroécosystèmes écologiquement intensifs intégrant les arbres dans la production.

5. L'agriculture et la foresterie comme application du concept d'écologie intensive

L'agriculture résulte historiquement généralement du brûlis de la forêt qui laisse un accès à la litière et au sol meuble hérité de la forêt. Sur ce substrat sont installées des plantes cultivées et prolifèrent des espèces herbacées et arbustives invasives qu'il est difficile de combattre sauf à disposer de quantités importantes d'énergie mécanique ou de molécules chimiques. Le « projet » historique de l'agriculture a donc presque toujours été de lutter contre les plantes non cultivées (qualifiées de mauvaises) et de consacrer le sol aux seules plantes cultivées. De même le projet a été de lutter contre les maladies et ravageurs spécifiques des cultures connaissant désormais des évolutions explosives à la mesure des surfaces cultivées. Le projet a aussi consisté à compenser la perte de fertilité provenant de la surexploitation des plantes cultivées par des apports de fertilisants (d'abord organiques, puis

chimiques). Il a consisté aussi à apporter par irrigation l'eau nécessaire en remplacement du « contenu en eau » des écosystèmes antérieurs. Le passage de l'agriculture à la forêt a donc conduit à remplacer par des intrants et du travail les fonctionnalités naturelles pré-existantes.

Le projet de l'agriculture écologiquement intensive consiste à reconstituer artificiellement ces fonctionnalités de manière à ce qu'elles assurent le plus possible la viabilité des écosystèmes cultivés et leur productivité. A ce fonctionnement basal, on peut ajouter des intrants pour intensifier écologiquement l'écosystème cultivé à la condition que ces intrants soient compatibles avec les fonctionnalités basales.

Les écosystèmes productifs écologiquement intensifs sont donc avant tout tributaires des facteurs du milieu : climat (température, disponibilité en eau, calendrier phénologique), type de sol, pente ou plaine... Pour reconstituer des fonctionnalités, il faut choisir parmi les techniques « agroécologiques » existantes. Parmi celles-ci, on oublie souvent celles qui utilisent les arbres, vraisemblablement parce que l'arbre a longtemps été considéré comme un obstacle à l'agriculture.

Pourtant, il y a une continuité possible entre la forêt et l'agriculture dans la perspective de l'écologie intensive. Cette continuité va de la forêt conçue comme écosystème fortement productif, jusqu'à la parcelle cultivée utilisant des arbres. Cela permet une grande gamme d'associations entre cultures et arbres. Cette gamme d'associations arbres et agriculture a reçu le nom d'agroforesterie.

Il existe des forêts artificielles à grande biodiversité en Indonésie (travaux de G. Michon de l'IRD). Elles sont constituées d'essences toutes plantées et correspondant à des besoins spécifiques (fruits, fourrages, médecine, bois d'œuvre, capital, énergie, alimentation avec des tubercules...). Il s'agit bien d'une forêt car toutes les fonctionnalités forestières sont présentes : eau retenue dans l'écosystème, recyclage de la fertilité par la litière forestière, contrôle des espèces par la compétition (régulation par les choix d'essences). Il s'agit bien aussi de production de type agricole avec une productivité élevée.

L'association entre arbres et céréales existe au Sahel entre les Acacia ou Parkinsonia et les cultures de mil, jusqu'à pouvoir constituer un couvert forestier en saison sèche et un « découvert » (perte des feuilles pendant la saison des pluies) favorable au mil. Dans les cas de forte densité des arbres, on peut considérer que c'est une casi-forêt. On pourrait assimiler à cette famille d'écosystèmes les prairies à arbres fruitiers denses de Normandie...

Les arbres sont aussi associés à des haies ou des petits bosquets où ils remplissent plusieurs fonctionnalités : plantés en courbes de niveau ils retiennent l'eau des pluies, ils peuvent servir de fourrage, peuvent constituer un bocage (maîtrise de la divagation des animaux), peuvent aussi être des habitats pour des auxiliaires des cultures ou du gibier, ou encore recycler les nutriments lessivés dans le cas de haies ripisylves...

Et même lorsque l'arbre est absent d'un paysage agricole, les plantes de couverture ou les mulchs et paillages « imitent » la litière des arbres en couvrant le sol de manière à créer synthétiquement les fonctionnalités correspondantes (retenue de l'eau, antiérosion, humification...).

Conclusion

Cet exposé était destiné à faire le point sur l'avancement des concepts et à présenter rapidement des éléments de réflexion sur ce qui rassemble conceptuellement agriculture et foresterie. On conviendra que la voie de l'écologie intensive appliquée à l'agriculture (au sens production végétale), parce qu'elle consiste à utiliser directement ou artificiellement les fonctionnalités écologiques qui caractérisent les écosystèmes, est riche de possibilités. C'est là une source d'innovation importante. Par ailleurs, il est très probable que les arbres, en raison de leur « multifonctionnalité » jouent à l'avenir un rôle renouvelé dans l'intensification écologique des agroécosystèmes.

Effet de la gestion sur les services écosystémiques des forêts hétérogènes de montagne : analyse du compromis production- biodiversité par simulation

Valentine Lafond, Thomas Cordonnier, Benoît Courbaud.

Irstea Grenoble, valentine.lafond@irstea.fr, thomas.cordonnier@irstea.fr,
benoit.courbaud@irstea.fr

Introduction

Les changements globaux et les évolutions de l'environnement socio-économique actuels renforcent les attentes sociétales vis-à-vis d'une gestion forestière multifonctionnelle. Les peuplements forestiers de montagne bénéficient d'une longue tradition de sylviculture en futaie irrégulière, souvent considérée comme favorable à cette multifonctionnalité et à son maintien dans un contexte de changements climatiques. Le nouvel objectif de « produire plus tout en préservant mieux la biodiversité » (Grenelle de l'environnement 2007, Assises de la forêt 2006) interroge toutefois les pratiques de gestion, en confrontant d'un côté les démarches de conservation des attributs des vieux peuplements (gros bois, bois mort), jugés favorables à une diversité de micro-habitats importants pour des compartiments de biodiversité menacés (oiseaux et chiroptères cavicoles, champignons et insectes saproxyliques ...), et de l'autre la volonté des gestionnaires de « dynamiser » la sylviculture (diminution des volumes sur pied et/ou des diamètres d'exploitabilité), en réponse à l'augmentation du capital sur pied, à la demande industrielle pour des produits standardisés et à la volonté de diminuer la vulnérabilité des peuplements face aux perturbations naturelles âgés. Enfin, on note un intérêt croissant vis-à-vis de la gestion par trouée (voir guide de sylviculture des forêts de montagne de Gauquelin et Courbaud (2006)), supposée favoriser la résilience des peuplements (Cordonnier et al. 2008) en permettant la présence continue de taches régénération dans le peuplement, la diversité des diamètres, et la régénération d'essences d'écologies variées, comme dans le cas du mélange sapin-épicéa.

Il semble donc nécessaire d'évaluer dans quelle mesure les pratiques de gestion en forêt irrégulière permettent de concilier production de bois et préservation de la biodiversité de manière durable, afin de les justifier scientifiquement ou de les renouveler le cas échéant. Il est toutefois difficile d'anticiper l'influence à long terme de nouvelles stratégies sylvicoles à partir de la seule analyse des gestions passées, et l'expérimentation de terrain s'avère longue et délicate. Une alternative consiste donc à utiliser les modèles de dynamique forestière comme support à l'expérimentation, en les couplant avec des algorithmes de gestion et des modèles de provision des services écosystémiques. Cette approche assure en effet à la fois un bon contrôle des facteurs et la possibilité d'effectuer des expériences par simulation sur le long terme, avec des répétitions.

L'objectif de cette étude est d'évaluer l'effet à long terme de différentes modalités de gestion en futaie irrégulière sur la production de bois et la préservation de la biodiversité. Nous pensons que les différents indicateurs de structure, production et biodiversité ne répondent pas de la même manière à la gestion, mais qu'il est possible d'identifier des leviers de gestion influents permettant d'alimenter la réflexion sur la définition de scénarios sylvicoles assurant un compromis entre production et biodiversité.

Matériels et méthodes

Cette étude repose sur le couplage entre un modèle de dynamique forestière (Samsara2), un algorithme de sylviculture irrégulière simulant la sélection individuelle des arbres, et des modèles de biodiversité. Le modèle Samsara2 est un modèle individu centré et spatialement explicite simulant la dynamique forestière (croissance, mortalité, régénération naturelle) dans les sapinières-pessières irrégulières de montagne, à l'échelle du peuplement forestier. Fondé sur la compétition pour la lumière (Courbaud et al. 2003), il est particulièrement adapté à l'étude des effets de la sylviculture irrégulière sur la dynamique des peuplement, au travers du dosage de la lumière (Cordonnier et al. 2008; Lafond et al. 2013). L'algorithme de sylviculture utilisé (Lafond et al. 2013) comporte quinze paramètres visant à contrôler les quantités prélevées à chaque passage, la répartition du prélèvement entre récolte et éclaircie, ainsi que différents critères de sélection des arbres liés à leur diamètre, espèce, ou répartition spatiale (récolte pied à pied, par groupe, par bouquet...). Certains paramètres visent également à intégrer des mesures de conservation de la biodiversité : rétention de gros bois, d'arbres morts et préservation des essences minoritaires. Plusieurs variables de sortie permettent ensuite d'estimer le niveau de biodiversité potentielle (indicateurs indirects) ou réalisée (indicateurs directs) atteint pour chaque scénario sylvicole. En plus de variables dendrométriques telles que la densité de gros et très gros bois ou la diversité des espèces d'arbre, deux modèles de biodiversité issus de la littérature ont été implémentés et couplés avec le modèle Samsara2 : un modèle de décomposition du bois mort, adapté depuis celui d'Holeksa et al. (2008), permet de prédire le volume et la diversité des pièces de bois mort présents dans le peuplement ; tandis qu'un modèle issu de l'étude de Zilliox et Gosselin (2013) permet de prédire la richesse spécifique de la strate herbacée pour trois groupes écologiques (héliophiles, intermédiaires, sciaphiles) à partir de caractéristiques dendrométriques du peuplement (à l'échelle de sous-placettes d'inventaire type IFN tirées aléatoirement dans le peuplement).

Samsara2 et l'ensemble de ces sous-modèles sont hébergés par la plateforme de simulation Capsis4 (Dufour-Kowalski et al. 2012). Leur couplage permet à l'utilisateur de contrôler finement la gestion appliquée à un peuplement forestier et de constater ses effets sur un grand nombre de variables de sortie. Il est ainsi possible de mettre en place des expériences par simulation visant à étudier l'effet de différents scénarios de gestion (par exemple gestion classique, gestion plus dynamique ou au contraire plus conservatrice) sur la structure du peuplement, la production de bois et la biodiversité. Les scénarii de gestion sont appliqués à des peuplements virtuels de 4ha, reconstitués à partir de données d'inventaires de l'Office National des Forêts, et les simulations sont conduites sur 150 ans.

La multiplication des paramètres d'entrée et variables de sortie, ainsi que les nombreuses interactions possibles existant d'une part entre paramètres de gestion et d'autre part entre paramètres de gestion et paramètres démographiques, rendent complexes la définition des plans d'expérience et l'analyse des résultats. De plus, compte tenu de la longueur des simulations (une trentaine de minutes par simulation de 150 ans), la définition de plans complets n'est pas envisageable. Plutôt que de définir a priori des scénarios sylvicoles représentatifs correspondant à un nombre limité de combinaisons de paramètres de gestion (voir par exemple Lafond et al. (2013)), nous avons opté pour une approche par analyse de sensibilité (en utilisant la méthode de Morris (1991)). Cette approche permet d'explorer de manière globale la totalité de l'espace des facteurs (paramètres de gestion et facteur « productivité » du peuplement) et de déterminer la sensibilité des différentes variables de sortie aux facteurs d'entrée du modèle.. Compte tenu du grand nombre d'indicateurs étudiés et afin de faciliter l'analyse et l'interprétation des résultats, des groupes de variables ont été formés grâce à une Analyse en Composante Principale et une vingtaine de variables,

considérées représentatives des différents groupes et peu corrélées entre elles, ont été sélectionnées.

Une fois les facteurs influents identifiés, l'analyse a été recentrée sur une sélection de facteurs de gestion influents et d'indicateurs complémentaires, permettant d'analyser la réponse de la production et de la biodiversité à la gestion (Figure 1). Enfin, les compromis entre différents objectifs de production et de biodiversité ont été analysés grâce à une méthode d'analyse multicritère permettant d'identifier les scénarii de gestion maximisant localement différents indicateurs de manière conjointe (fronts de Pareto) et ainsi de visualiser les compromis entre indicateurs (Figure 2).

Résultats

L'analyse de sensibilité conduite avec la méthode de Morris a permis de tester l'influence des différents facteurs (paramètres de gestion et peuplement initial) sur chaque indicateur de production ou de biodiversité, ainsi que d'établir leur influence relative. On note que le facteur « peuplement », qui peut être assimilé à un gradient de productivité (intégrant croissance et reproduction), est pour l'ensemble des indicateurs. Certains facteurs de gestion sont également influents pour la quasi-totalité des indicateurs étudiés, à savoir la taille des groupes d'arbres récoltés (trouées de 0 à 2500m²), le diamètre d'exploitabilité, la proportion maximale d'arbres mûrs (ayant atteint le diamètre d'exploitabilité) récoltés à chaque passage, la proportion maximale de petits bois et/ou bois moyens passés en éclaircie, la proportion maximale de bois mort frais récolté, la quantité standard prélevée (en m²) et le seuil de mise en conservation des espèces minoritaires (proportion minimale de l'espèce, en dessous de laquelle l'espèce est préservée de la coupe).

La taille des trouées a une influence très forte sur la structure du peuplement, autant spatiale qu'en termes de distribution en diamètre (diversité des diamètres), car les trouées favorisent à la fois le recrutement de perches et le maintien de très gros bois. Les trouées modifient également la richesse spécifique de la strate herbacée, avec un effet positif sur les espèces héliophiles mais négatif sur les espèces intermédiaires et sciaphiles¹ (Figure 1), tandis que l'effet sur la diversité spécifique des arbres et la régénération de l'épicéa est moins clair, probablement à cause de nombreuses interactions entre facteurs.

Parmi les leviers d'intensification de la gestion, les facteurs les plus influents sont le diamètre d'exploitabilité et la proportion de bois mûrs (de diamètre \geq diamètre d'exploitabilité) récoltés à chaque passage. L'intensité de l'éclaircie et les quantités prélevées (standard et maximale) ont également une influence, mais plus faible. Les modalités plus « intensives » (diamètre d'exploitabilité réduit et plus grande proportion de bois « mûrs » récoltés à chaque passage) ont un effet clair sur le stock et la structure du peuplement, et conduisent à des surfaces terrières et densités de gros bois plus faibles, tandis qu'elles ont un effet plus contrasté sur la production de bois et la biodiversité (Figure 1). Malgré la forte variabilité observée pour chaque modalité, il semblerait que l'intensification ait un effet positif sur le volume moyen récolté à chaque passage mais négatif sur la dimension des produits. L'effet sur la biodiversité est globalement négatif, avec des densités de très gros bois vivants et gros bois morts debout plus faibles et une réduction de la richesse spécifique des herbacées sciaphiles et intermédiaires. On remarque toutefois que la richesse spécifique des herbacées héliophiles est, contrairement aux deux autres groupes, favorisée par l'intensification. Quant aux variables liées au bois mort, elles répondent essentiellement au

¹ Les figures 1 et 2 ne portent que sur la richesse spécifique des herbacées héliophiles et intermédiaires, la richesse spécifique des herbacées sciaphiles étant très fortement corrélée (négativement) avec celle des héliophiles.

facteur contrôlant la récolte du bois mort frais, bien qu'on observe également un effet négatif de l'intensification de la gestion sur la densité de gros bois morts debout et la diversité du bois mort. Enfin, les variables liées à la composition du peuplement sont également sensibles aux facteurs de préservation des espèces minoritaires.

L'analyse de la réponse des indicateurs de production et de biodiversité aux principaux facteurs influents (Figure 1) a fourni quelques indices quant à l'existence de compromis entre indicateurs, mais l'effet des facteurs est parfois difficilement interprétable à cause de la forte variabilité observée pour chaque modalité. L'analyse des fronts de Pareto (Figure 2) a toutefois permis de confirmer l'existence de ces compromis, notamment entre le volume de bois récolté et différents indicateurs de biodiversité (densité de très gros bois vivants, densité de gros bois morts debout, richesse spécifique de la strate herbacée...). On note également l'existence de compromis entre différents indicateurs d'un même service : entre volume récolté et dimension des arbres coupés, entre richesse spécifique des herbacées intermédiaires et héliophiles, ou encore entre cette dernière et la densité des très gros bois vivants.

Discussion

L'analyse de sensibilité a permis d'évaluer la sensibilité des indicateurs de structure, production et biodiversité aux différents paramètres de gestion et à la productivité du peuplement. Le nombre de leviers de gestion réellement influents est relativement réduit et la plupart de ces leviers sont communs aux différents indicateurs étudiés. Parmi eux, le diamètre d'exploitabilité et l'intensité des récoltes (proportion maximale d'arbres récoltés en une seule intervention, parmi ceux qui ont dépassé le diamètre d'exploitabilité) ont été identifiés comme étant les deux leviers d'intensification de la gestion réellement efficaces. Leurs effets sur les différents indicateurs de production de bois et de préservation de la biodiversité sont toutefois contrastés. On observe ainsi des compromis entre indicateurs de services différents (production vs biodiversité), mais également entre indicateurs d'un même service.

L'analyse détaillée des fronts de Pareto devrait permettre, en plus d'identifier les compromis entre indicateurs, de vérifier l'hypothèse selon laquelle des gammes intermédiaires d'intensité de gestion pourraient permettre d'obtenir des compromis entre production de bois et maintien de la biodiversité sur une parcelle donnée. Néanmoins, si la recherche de compromis à l'échelle de la parcelle est intéressante et permet d'alimenter la réflexion autour de l'intensification écologique et la gestion multifonctionnelle des forêts, il est évident que l'analyse doit également se faire à l'échelle du paysage. La recherche de compromis sur toutes les parcelles d'un massif forestier risquerait en effet de réduire fortement la gamme des services fournis à l'échelle du massif, en éliminant certains compartiments de biodiversité inféodés à des types de peuplements spécifiques (biodiversité spécifique des îlots de vieillissements par exemple) ou en réduisant trop fortement certains produits demandés par l'industrie. Une mosaïque de scénarii de gestion choisis parmi les scénarii « performants » (désignés par les fronts de Pareto) paraît donc souhaitable à l'échelle du massif.

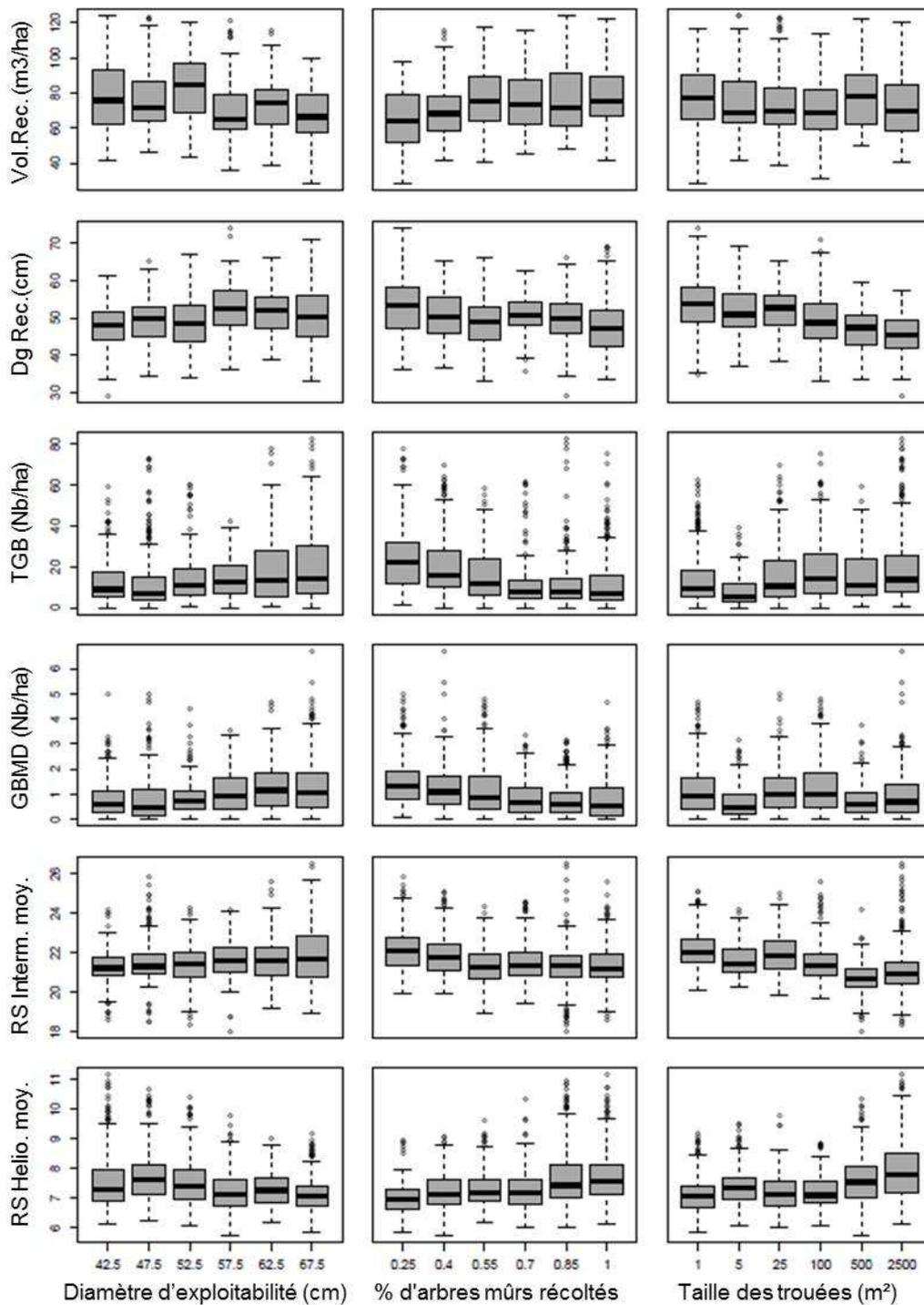


Figure 1: Réponse de la production de bois et de la biodiversité à l'intensification de la gestion et à l'agrégation spatiale des prélèvements.

Cette figure présente les niveaux obtenus pour une sélection d'indicateurs de production (*Vol.Rec* - volume de bois récolté à chaque passage, *Dg Rec.* - diamètre quadratique des arbres coupés) et de biodiversité (densités de très gros bois vivants -*TGB*- et gros bois morts debout -*GBMD*-, richesse spécifique des herbacées héliophiles -*RS Helio.*- et intermédiaires -*RS Interm.*), pour chaque modalité des trois facteurs de gestion les plus influents. Ces graphiques utilisent les simulations conduites dans le cadre de l'analyse de sensibilité, et plus précisément la valeur moyenne en fin de simulation (calculée sur une fenêtre de 20 ans, de $t=130$ à $t=150$ ans). La forte variabilité observée pour chaque modalité est due aux interactions avec les autres facteurs.

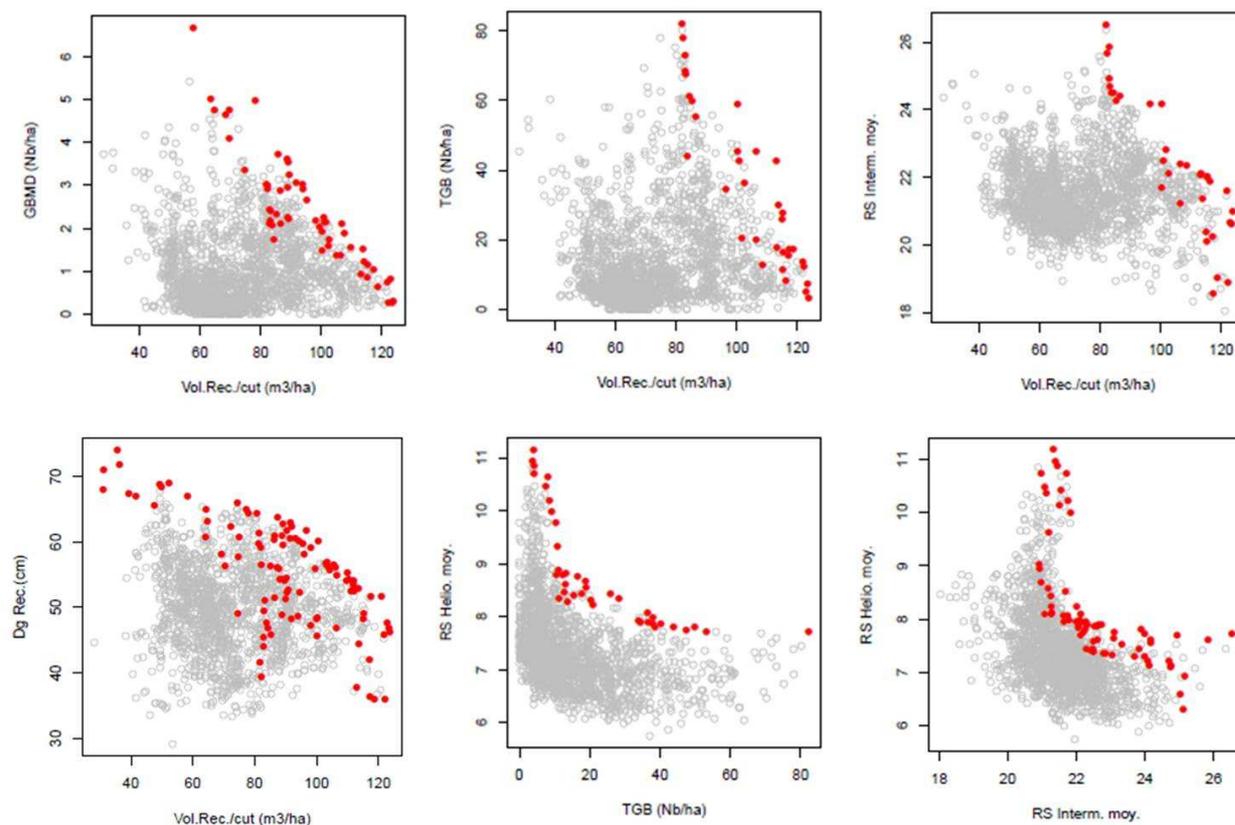


Figure 2: Visualisation des compromis entre indicateurs grâce aux fronts de Pareto.

Cette figure représente une sélection de compromis observés entre indicateurs de production (*Vol.Rec* - volume de bois récolté à chaque passage, *Dg Rec.* - diamètre quadratique des arbres coupés) et indicateurs de biodiversité (densités de très gros bois vivants -*TGB*- et gros bois morts debout -*GBMD*-, richesse spécifique des herbacées héliophiles -*RS Helio.*- et intermédiaires - *RS Interm.*). Les compromis peuvent être observés entre indicateurs de production et indicateurs de biodiversité (en haut), ou entre indicateurs d'un même service écosystémique (en bas). Chaque graphique présente la relation observée entre deux indicateurs, chaque point représentant le résultat d'un scénario de gestion (valeurs moyennes calculées sur les 20 dernières années). Les points rouges représentent le front de Pareto, soit l'ensemble des scénarii « non dominés » dans l'espace à trois dimensions défini par trois indicateurs. Un scénario est « non dominé » si aucun autre scénario n'a abouti à un meilleur résultat pour au moins un des trois indicateurs. Ces graphiques représentent donc des projections en 2 dimensions d'un espace à 3 dimensions, ce qui explique que certains points du front de Pareto (en rouge) ne soient pas en bordure du nuage de point. L'analyse des fronts de Pareto permet, en plus d'identifier des scénarii de gestion optimisant de manière conjointe plusieurs indicateurs (ici 3 indicateurs maximum), de détecter l'existence de compromis (ou non) entre indicateurs.

Impacts de l'intensification des fonctions de préservation de la biodiversité et de production de bois sur la flexibilité de la sylviculture en futaie irrégulière.

Bruno Bonté^{1,2}, Francis De Morogue³, Thomas Cordonnier²,
Jean-Denis Mathias¹

¹IRSTEA Clermont-Ferrand, Laboratoire d'Ingénierie pour les Systèmes Complexes, bruno.bonte@irstea.fr, jean-denis.mathias@irstea.fr

²IRSTEA Grenoble, Écosystèmes montagnards, thomas.cordonnier@irstea.fr

³FCBA, francis.de.morogues@fcba.fr

Introduction

Le maintien de l'équilibre entre services des écosystèmes forestiers représente un enjeu important qui se pose avec d'autant plus d'acuité aujourd'hui que les exigences vis-à-vis de la production de bois et de la préservation de la biodiversité se sont accrues. Dans un tel contexte, quelles approches et quels outils peut-on proposer aujourd'hui pour identifier les possibilités d'adaptation des acteurs face à cette double injonction? Le présent travail a pour objectif de présenter l'intérêt de la théorie de la viabilité, pour définir des politiques d'actions satisfaisant conjointement des contraintes de production de bois et de préservation de la biodiversité. On considère un gestionnaire public qui doit réguler l'intensité et la fréquence de coupes pour satisfaire une demande en bois au niveau du massif (afin d'alimenter la filière bois) et une préconisation écologique à travers un volume minimal de bois mort par hectare. Le massif des Quatre Montagnes (Vercors) est utilisé à titre d'illustration.

Matériels et Méthodes

La théorie de la viabilité [1] propose un cadre mathématique formel et un ensemble d'outils mathématiques pour étudier la capacité d'un système dynamique contrôlé à se maintenir dans un ensemble d'états satisfaisants défini *a priori*. Conventionnellement, on note X l'ensemble des états possibles du système, U l'ensemble des contrôles possibles, et $\Sigma : U \times X \rightarrow X$ le système contrôlé. L'ensemble des états satisfaisants, noté K , est également appelé « ensemble de contraintes ». Dans notre cas, l'ensemble X est un ensemble de quatre dimensions représentant le nombre de jeunes arbres (noté X_2), le nombre d'arbre adultes (noté X_1), le volume de bois mort sur la parcelle (noté V^{BM}), et le volume de bois récoltés, représentant un stock tampon entre la forêt et la filière bois (noté S). L'ensemble U est l'ensemble des coupes possibles à un instant donné. Le système dynamique contrôlé Σ est un modèle forestier inspiré de la littérature [2]. Il se réduit à un modèle de croissance à deux strates en futaie irrégulière avec une compétition asymétrique parfaite, des processus simplifiés de mortalité, de recrutement, de production et de décomposition du bois mort et un paramètre de coupe. Il est spécifié par le système suivant (Équation 1) :

$$\begin{aligned}
\frac{dX_1}{dt} &= hX_2(1 - wg_1X_1) - dX_1 - \frac{u(t)}{v_1} \\
\frac{dX_2}{dt} &= bg_1X_1(1 - s(g_1X_1 + g_2X_2)) - hX_2(1 - wg_1X_1) - X_2(zg_1X_1 + d) \\
\frac{dV^{BM}}{dt} &= v_2X_2(zg_1X_1 + d) + u(t)(1 - p_e) + dv_1X_1((1 - p_e)p_a + (1 - p_a)) - \alpha V^{BM} \\
\frac{dS}{dt} &= u(t)p_e + dv_1X_1 - \rho
\end{aligned} \tag{1}$$

où h est le taux de croissance, w représente la compétition asymétrique de la strate 1 sur la croissance, d représente le taux de mortalité accidentel, u représente la coupe, g_1 , g_2 , v_1 et v_2 représentent respectivement les surfaces terrières moyennes et les volumes moyens d'un arbre de chacune des deux strates, s représente la compétition asymétrique des deux strates sur le recrutement, z la mortalité de la strate inférieure due à la compétition asymétrique, α le taux de décomposition du bois mort et ρ la demande de la filière bois modélisée comme un prélèvement continu à un taux fixe sur le stock tampon S . Le paramètre p_a représente la proportion d'arbres morts accidentellement ramassés chaque année (produits accidentels) et le paramètre p_e la proportion de bois effectivement exportée lors d'une coupe (en général hors menu bois et purges de coupes). L'ensemble K est l'ensemble des configurations satisfaisantes respectant les contraintes de production et de préservation de la biodiversité. Le stock de bois, le nombre d'arbres jeunes et le nombre d'arbres adultes doivent être positifs et le stock de bois mort doit être supérieur à la recommandation environnementale notée V^{BM}_{min} .

Nous nous intéressons ici à l'ensemble des états viables pour l'ensemble de contraintes K , que l'on note $viab(K)$. Il s'agit des états du système pour lesquels il existe au moins une politique d'actions (ensemble des coupes successives) qui permet au système de rester dans l'ensemble de contraintes (i.e. dans un état satisfaisant à la fois les contraintes de production et de préservation) à un horizon infini. Pour chaque état viable x , on peut identifier l'ensemble des coupes dans cette configuration permettant de se maintenir dans le noyau de viabilité (on note $u_v(x)$ cet ensemble). On appelle « flexibilité locale », notée $f(x)$ et exprimée en pourcentage, le ratio présenté par l'Équation 2 :

$$f(x) = \frac{|u_v(x)|}{|U|} \tag{2}$$

où l'on note $|A|$ le cardinal d'un ensemble A et où U représente l'ensemble des coupes possibles. Un état viable mais ayant une flexibilité locale faible correspond à une configuration de forêt dans laquelle un propriétaire forestier pourra assurer les contraintes de préservation et de production mais avec une marge de manœuvre très faible.

Dans le même ordre d'idée, un noyau de viabilité ne contenant que des états de flexibilité locale faible caractérise un système viable mais très contraint dans son contrôle. Nous définissons donc un indicateur de flexibilité global que l'on appelle « flexibilité » et que l'on calcule de la manière suivante (Équation 3) :

$$F(\Sigma, K) = \frac{\int f(k) dk}{\int dk} \tag{3}$$

où Σ est le système dynamique contrôlé, K l'ensemble de contraintes, et $f(k)$ la flexibilité locale en k telle que définie dans l'Équation 2. La flexibilité nous permet de comparer de manière qualitative différents scénarios : demande de production de bois et préconisation environnementale plus ou moins importantes.

L'étude a consisté à calculer la flexibilité F pour différentes valeurs de couples (ρ, V_{min}^{BM}) . Les valeurs de paramètres ont été choisies pour représenter un système de sylviculture en futaie irrégulière de sapin (*Abies alba*, Mill.).

Résultats

La Figure 1 présente les résultats obtenus pour la flexibilité locale en fonction des quatre dimensions de l'espace d'états, pour un prélèvement en bois de $8 \text{ m}^3 \cdot \text{an}^{-1} \cdot \text{ha}^{-1}$ et une préconisation environnementale assurant un volume minimal de $20 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ de bois mort sur la parcelle.

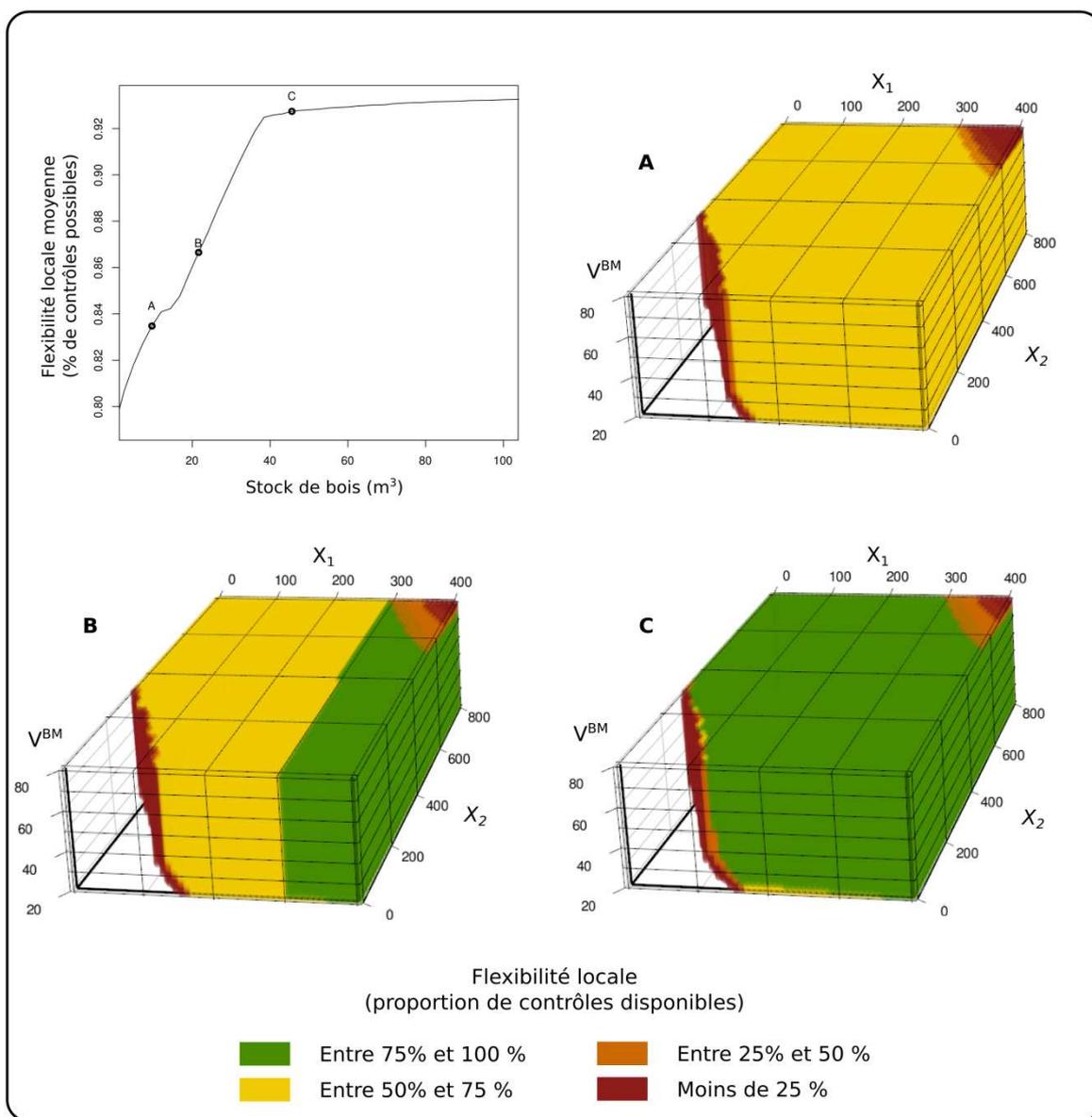


Figure 1 : Flexibilité locale pour $\rho = 8$, et $V_{min}^{BM} = 20$.

On observe tout d'abord que, quel que soit l'état du stock de bois, les configurations présentant un trop petit nombre d'arbres jeunes et adultes ne sont pas viables (cf. partie vide Graphiques A, B et C). Dans ces configurations, le système va forcément quitter l'espace de contraintes quelle que soit la coupe choisie. Aux abords de cette zone, on remarque une zone rouge correspondant à une zone de très faible flexibilité dans laquelle le gestionnaire a très peu de marge de manœuvre pour maintenir le système dans le noyau de viabilité, et donc à terme dans l'espace de contraintes. On remarque ensuite que la flexibilité locale est réduite pour toute configuration de la forêt lorsque le stock tampon S est bas (cf. Graphique A). Dans cette configuration le gestionnaire doit assurer une production de bois pour éviter que le stock tampon ne se vide. Lorsque le stock est très élevé, presque tous les contrôles sont acceptables dans toutes les configurations viables (cf. Graphique C). Pour un stock tampon moyen, la flexibilité locale dépend du nombre d'arbres adultes dans la forêt (cf. Graphique B). Une forêt avec peu d'arbres adultes demandera une attention particulière (cf. zone jaune pour petites valeurs de X_2). Cela n'est pas illustré ici par manque de place mais on observe également qu'augmenter la recommandation environnementale agrandit la zone non viable identifiée pour les petites valeurs de (X_1, X_2) , et augmenter l'intensité de production agrandit la zone de moindre flexibilité identifiée pour les petites valeurs de (X_1, X_2, S) .

La Figure 2 présente la flexibilité F calculée pour différentes combinaisons d'intensités de production et de recommandation environnementale (ρ, V_{min}^{BM}) . On observe, pour une intensité de production donnée, quelle contrainte environnementale peut être respectée sans perte de flexibilité. Il est intéressant de remarquer qu'une perte de flexibilité peut permettre à la fois d'intensifier la production et d'augmenter la recommandation environnementale. Cela peut s'expliquer par le fait que les états dont la flexibilité locale diminue sont les mêmes dans le cas d'une intensification de la production et d'une augmentation de la recommandation environnementale (petites valeurs de (X_1, X_2, S)).

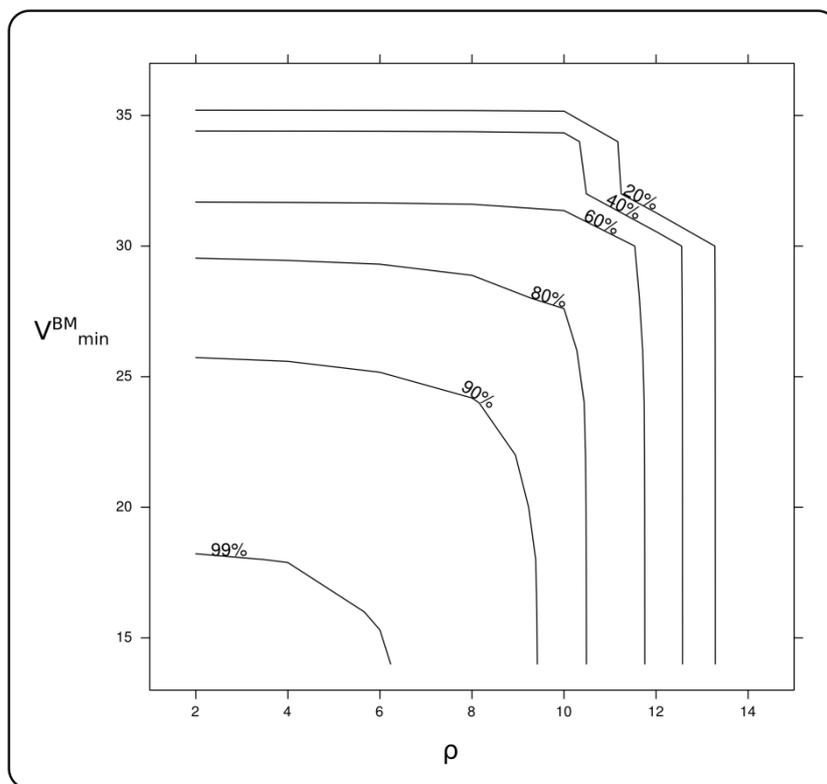


Figure 2 : Flexibilité pour différentes combinaisons (ρ, V_{min}^{BM})

Discussion et conclusion

L'objectif de cette étude était de proposer l'utilisation de la théorie de la viabilité pour traiter de l'intensification, à la fois de la production et de la demande environnementale en forêt. Nous avons pour cela proposé un modèle sylvicole simple associé à un problème de viabilité qui permet de représenter l'augmentation d'une recommandation environnementale et l'intensification de la demande en bois. Nous avons ensuite utilisé un indicateur de flexibilité pour discuter l'évolution de la marge de manœuvre du gestionnaire forestier pour différentes configurations de forêts, et différents scénarios d'intensification écologique. On trouve que pour une intensité donnée de la fonction de production, on peut définir une intensité maximale de la fonction de préservation sans diminuer la marge de manœuvre du gestionnaire forestier. De la même manière, pour une intensité donnée de la fonction de préservation, on peut définir une intensité de production maximale.

Références

- [1] J.P. Aubin. *Viability Theory*. Systems & Control. Birkhäuser, 1991.
- [2] T.S. Kohyama and T. Takada. One-sided competition for light promotes coexistence of forest trees that share the same adult height. *Journal of Ecology*, 100(6) :1501–1511, 2012.

Comment produire simultanément de multiples biens et services écosystémiques : exemple de la gestion de futaies de chênes

Nicolas Robert

Institut national de l'information géographique et forestière, nicolas.robert@gmx.net

L'intensification écologique nécessite la recherche de nouveaux modes de production associant de multiples fonctions économiques, environnementales et sociales sur le long terme. Quelles sont les possibilités de production simultanée des biens et services sur une parcelle ou au sein d'un massif forestier ? Comment produire au mieux pour répondre aux attentes sociales, sans mettre en péril la capacité de production future ? Quels dispositifs permettraient de favoriser la production de services écosystémiques en forêt privée ? Pour répondre à ce questionnement, il est nécessaire de définir et d'évaluer les services écosystémiques fournis par les forêts en fonction du contexte d'étude, puis de déterminer l'ensemble des possibilités de production avant de pouvoir proposer des itinéraires de gestion adaptés.

Prenant l'exemple d'une futaie de chênes en régénération, nous déterminons par simulation l'ensemble des possibilités de production de bois en valeur, de stockage de carbone dans la biomasse aérienne, de préservation de la diversité des oiseaux et d'accueil du public. À l'échelle du peuplement forestier, il ressort que la maximisation du profit limite la fourniture des autres services. Si on recherche un itinéraire technique permettant d'améliorer la récréation, alors, sans générer de coût additionnel, celui-ci entraînera un stockage de carbone plus important, en revanche, la diversité des oiseaux sera réduite. Par ailleurs, la maximisation du stockage de carbone ne permettra ni d'augmenter la diversité des espèces d'oiseaux accueillies par le peuplement, ni d'offrir un milieu attrayant pour la récréation. La diversité des oiseaux est un substitut à l'ensemble des services dans les jeunes peuplements, car ceux-ci sont adaptés aux espèces de milieux semi-ouverts qui disparaîtront progressivement au cours de la croissance de la forêt avant d'être substitués par des espèces de forêts matures. Dans les forêts âgées, la diversité des oiseaux, essentiellement constituée d'espèces de forêts matures, s'avère en grande partie compatible avec les autres services écosystémiques.

La préservation de la diversité des espèces d'oiseaux ou la récréation doivent être raisonnés à l'échelle du massif forestier, échelle à laquelle il est envisageable de répartir dans l'espace et dans le temps la production des services pour les fournir efficacement. Aussi, pour inciter les propriétaires forestiers privés à produire des services publics, les décideurs publics doivent non seulement compenser leur perte de revenu, mais aussi et surtout les aider à se regrouper autour d'objectifs communs.

NB : ce travail a été effectué à l'Institut national de l'information géographique et forestière (précédemment Inventaire forestier national) dans le cadre de Forgeco, avec le support du Laboratoire d'économie forestière (INRA-AgroParisTech)

Simulation des dynamiques paysagères : analyse de l'évolution Simulation des dynamiques paysagères : analyse de l'évolution d'indicateurs de production et de biodiversité forestière dans les Quatre Montagnes

Vincent Thierion, Clément Parmentier, Thomas Cordonnier, Sandra Luque

Irstea – Centre de Grenoble, vincent.thierion@irstea.fr, clement.parmenier@irstea.fr, thomas.cordonnier@irstea.fr, sandra.luque@irstea.fr

Introduction

Les préoccupations croissantes en matière de gestion du territoire ont fait naître de nombreuses interrogations quant à la mise en place d'une gestion intégrée du territoire. La gestion adaptée des territoires passe par une meilleure connaissance empirique de ces territoires. Dans le cadre du projet FORGECO, dont l'Irstea - Grenoble est partenaire, une démarche participative et réflexive a été construite autour de l'ensemble des acteurs du territoire (élus, gestionnaires forestiers, gestionnaires touristiques, etc.) avec pour but de faire émerger l'ensemble des questionnements et des intérêts liés à la problématique d'une gestion intégrée et adaptative des écosystèmes forestiers.

Le Parc Naturel du Vercors est inclus dans de nombreux programmes de recherche et est identifié comme une « zone atelier » du réseau LTER (Long Term Ecological Research Network). Il constitue ainsi une zone d'étude privilégiée pour comprendre en profondeur les effets des politiques d'aménagements successives ainsi que les effets provoqués par les changements globaux (usages et climat).

L'objectif de cette étude est de modéliser l'occupation du sol du territoire des « Quatre Montagnes » aux horizons 2030 et 2050 afin de les confronter aux enjeux de gestion futurs soulevés par les différents acteurs lors de la démarche participative. Dans ce sens, l'hypothèse centrale sur laquelle s'appuie cette recherche concerne le lien fort existant entre gestion du territoire par les acteurs et occupation de sol. En s'appuyant sur une analyse diachronique de l'occupation passée entre 1956, 1981 et 2009 qui reflète l'évolution des choix d'aménagement passés, une modélisation par automates cellulaires est expérimentée. Enfin, l'enjeu méthodologique est de mettre en place des modèles de projections visant non pas à reproduire exactement l'occupation du sol passé, mais à reproduire des patrons paysagers répondant à des dynamiques locales, qu'elles soient naturelles ou anthropiques.

Problématique et objectifs :

Depuis le siècle dernier, et plus largement après la Révolution Industrielle, la forêt en France gagne en superficie. L'abandon des terres agricoles et la substitution du charbon de bois comme moyen de combustible font que la surface forestière a fortement augmenté pour atteindre aujourd'hui presque 17 millions d'hectares. Ces observations sur le redéveloppement forestier préoccupent les acteurs du territoire sur plusieurs plans. Comment réorganiser le territoire afin de redéployer l'exploitation forestière ? Quel est l'avenir des écosystèmes forestiers ? Ces questionnement théoriques, mais aussi pratiques puisque soulevés par les

acteurs du territoire d'étude, amène à réfléchir sur la prise en compte de dynamiques d'occupation du sol et sur l'influence des politiques conçues par les acteurs du territoire.

La zone des « Quatre Montagnes » est une zone de moyenne montagne aux caractéristiques physiques et topographiques complexes. Ces caractéristiques (milieux ouverts d'altitude, vallées agricoles, milieux forestiers, zones urbaines à vocation touristique, etc.) en font un territoire d'étude complexe à modéliser étant donné la variabilité des conditions écologiques en jeu et son caractère multifonctionnel (agriculture, pastoralisme, tourisme, sylviculture, etc.). Le territoire des « Quatre Montagnes » fait donc l'objet de fortes dynamiques socio-économiques qui se manifestent par des changements paysagers significatifs.

Depuis plus d'une dizaine d'années, les approches méthodologiques en matière d'analyse et de modélisation des changements d'occupation du sol se diversifient. De plus en plus d'études portent sur la modélisation prospective (Pontius *et al.*, 2001). Dans l'optique de la mise en place d'une gestion adaptée de la forêt, il est nécessaire d'envisager le futur à plus ou moins long terme. En ce qui concerne les écosystèmes forestiers en France, ils portent essentiellement sur l'étude des forêts dites « anciennes » (plus de 150 ans) et des forêts actuelles, marquées par un usage agricole ou pastoral (Hermy et Verheyen, 2007; Koerner *et al.*, 1997; Sciana *et al.*, 2009). Les changements de l'occupation du sol peuvent avoir d'importants impacts sur la biodiversité. Les effets de changement d'usage du sol ont surtout été étudiés pour comprendre les impacts sur les communautés végétales, (Hermy et Verheyen, 2007 ; Dupouey *et al.*, 2002) mais plus rarement au niveau du paysage dans son ensemble, suivant une approche en écologie du paysage. L'étude approfondie des changements permet de définir un ensemble de dynamiques paysagères observées (Paegelow *et al.*, 2008a ; 2008b). Cette étape de travail est essentielle à la modélisation des changements d'occupation du sol. L'analyse de ces changements au travers de variables abiotiques, socio-économiques et d'usage permet ensuite de mettre en exergue les facteurs prépondérants de ces changements ainsi que les conditions écologiques favorables à leur dynamique. Finalement, l'outil « Dinamica EGO », modèle spatialement explicite de simulation des dynamiques paysagères, permet d'implémenter un modèle d'occupation du sol prospectif à plusieurs horizons temporels (Soares-Filho *et al.*, 2009).

Cependant, plusieurs questionnements de recherche animent cette étude : en premier lieu, comment modéliser ces changements afin de simuler l'occupation du sol dans les années à venir sur le territoire des « Quatre Montagnes » ? Comment prendre en compte les dynamiques locales de changements d'occupation du sol ? Comment confronter la modélisation des changements futurs avec des scénarios de gestion envisagés par des acteurs du territoire ?

Matériel et méthodes :

1) Cartographie de l'occupation du sol

La prise en compte de l'occupation du sol dans le territoire des « Quatre Montagnes » s'appuie sur une méthode semi-automatique de segmentation (Weinke et al., 2008) et de photo-interprétation à partir d'une méthode de « backdating » (Gerard *et al.*, 2010). Afin d'éviter la création d'artefacts spatiaux lors de l'étude des changements, l'occupation des années passées se base sur la délimitation de l'occupation actuelle. La photographie aérienne de la BD ORTHO® IRC de 2009 a donc été segmentée (création automatique de polygones d'occupation du sol). L'occupation du sol passée en 1956 et 1981 a été générée par modification des limites géographiques ou du thème d'occupation du sol des unités de référence de 2009 (Feranec *et al.* 2007 ; Gerard *et al.*, 2010 ; Thomson *et al.*, 2007). Il en résulte une cartographie à deux niveaux typologiques (Tableau 1). Cet emboîtement typologique permet d'aborder la problématique de changements suivant deux niveaux thématiques :

- une approche globale pour identifier des processus tels que l'afforestation et l'artificialisation,
- une approche forestière pour l'analyse des dynamiques des peuplements.

Niveau 1	Niveau 2
Forêt	Forêt de feuillus Forêt de résineux Forêt mixte Plantation Espace en transition
Milieux ouverts	Pelouse, Prairie et Culture
Zone artificialisée	Zone artificialisée

Tableau 1 : Typologie emboîtée de l'occupation du sol

2) Etude des changements

L'étude des changements d'occupation du sol s'appuie sur l'analyse des transitions de matrices paysagères entre les différentes dates et l'évolution d'indicateurs paysagers calculés avec l'outil Fragstats (Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps) (McGarigal *et al.*, 2012). Ces indicateurs permettent de mieux comprendre la structure et la composition du paysage à différents niveaux paysagers selon la typologie utilisée. Les transitions du Tableau 2 ont été retenues après analyse de la significativité des changements.

Pressions	Type T ₀	Type T ₁
Afforestation	Milieu ouvert	Forêt (Mixte, Feuillu, résineux)
Densification	Espace en transition	Forêt (Mixte, Feuillu, résineux)
Intensification	Forêt de mixte	Forêt (Feuillu, résineux)
Hétérogénéisation	Forêt (Feuillu, résineux)	Forêt de mixte
Déforestation	Forêt (Mixte, Feuillu, résineux)	Milieu ouvert
Artificialisation	Milieu ouvert	Surface artificialisée

Tableau 2 : Transitions paysagères prises en compte dans l'étude

3) Modélisation prospective

Afin de confronter l'évolution de l'occupation du sol aux enjeux d'aménagement proposés par les acteurs durant la démarche participative, une modélisation « au fil de l'eau » a été implémentée grâce à l'outil « Dinamica EGO ». La calibration de ce modèle s'appuie sur plusieurs éléments fondamentaux :

- les transitions d'occupation du sol entre 1981 et 2009,
- les dynamiques spatiales locales analysées avec Fragstats permettant de quantifier les phénomènes de nucléation et d'extension,
- des régions permettant de contraindre le modèle localement (communes, zones de protection, etc.),
- des variables abiotiques sélectionnées statistiquement.

Le modèle prospectif est calibré sur la période de 1981 à 2009 (Figure 4). En effet, les changements observés durant cette période sont plus représentatifs des modes de gestion observés à l'heure actuelle et envisagés dans le futur. Durant la période de 1956 à 1981, l'occupation du sol a connu des changements plus importants en termes d'urbanisation et d'afforestation (Figure 3), cependant le contexte socio-économique était différent (Fond Forestier National et urbanisation non maîtrisée) de celui des années 2000, où la pression anthropique sur le paysage tend à être maîtrisée (Loi Montagne en 1985).

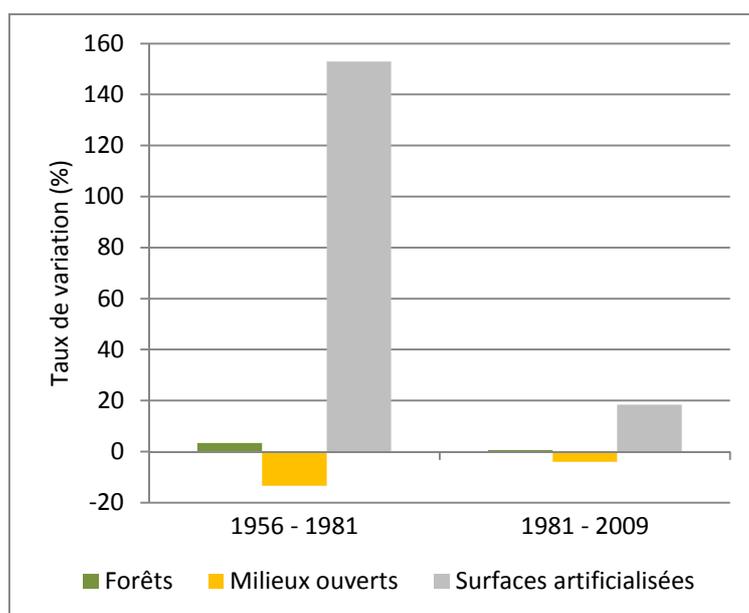


Figure 3 : Taux de variation de l'occupation du sol pour les périodes 1956 - 1981 et 1981 - 2009

Le modèle simule des cartes d'occupation du sol pour chaque année entre 2009 et 2050. Ces occupations du sol, en particuliers les années 2030 et 2050 sont confrontées aux préoccupations des acteurs du territoire tels que les questions de biodiversité forestière et de productivité sylvicole, axes fondateurs du projet ANR FORGECO.

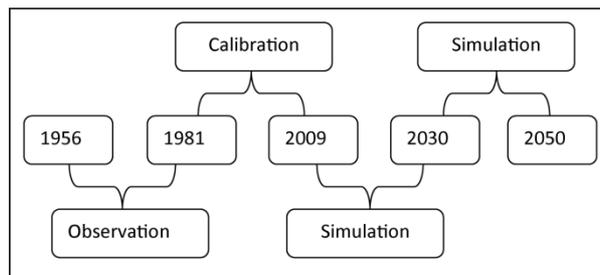


Figure 4 : Schéma synoptique de la méthode de simulation paysagère

4) Scénarios de modélisation

Les simulations du paysage reflètent les changements d’occupation du sol passés à partir desquels le modèle prospectif a été calibré. Dans ce sens, il applique la même intensité de changement que la période de calibration. En se basant sur cette hypothèse, dite « au fil de l’eau », il est intéressant d’amplifier et d’atténuer les transitions de ces changements de 50% sur certaines zones à enjeux du territoire. Il en résulte donc deux scénarios « extrêmes » qu’il s’agit de confronter et de comparer au scénario « au fil de l’eau ». Ces scénarios constituent une base de connaissance pour les acteurs du territoire dans la mise en place de politiques de gestion adaptées aux devenirs du territoire.

Résultats :

Les difficultés méthodologiques résident dans la prise en compte d’un environnement semi-naturel complexe dont les contraintes écologiques et socio-économiques s’entremêlent. La principale difficulté réside dans le choix des variables explicatives qui peuvent être d’origine abiotique, biotique et socio-économique. Dans le cas de cette recherche, la disponibilité et la pertinence des données à l’échelle d’étude ont limité le nombre de variables exploitables. Finalement, seules des variables abiotiques ont pu être intégrées au modèle. La prise en compte de contraintes de gestion est assurée d’une part par les changements passés, reflets d’une certaine politique d’aménagement, et d’autre part par des régions, contraignant localement le modèle.

Les cartes produites d’occupations du sol futures ne sont pas directement évaluables. La pertinence du modèle est donc évaluée en phase de calibration en comparant les occupations du sol modélisées et réelles de 2009. Ainsi, le modèle construit au premier niveau typologique permet d’évaluer à 91 % les quantités de changement observé en 2009, et de les reproduire à 76 % spatialement. Au deuxième niveau typologique, le modèle a tendance à surestimer les quantités de changements observés, et a une précision spatiale de 66%. Il est important de noter à ce niveau que ce modèle prospectif doit être envisagé de manière tendancielle. Il a pour objectif d’être confronté aux préoccupations des acteurs sur le devenir de leur territoire et constitue un outil d’aide à la décision objectif et opérationnel.

Les résultats de la simulation montrent que les tendances observées lors de la période 1981 – 2009 se confirment à l’horizon 2050. On retrouve une afforestation dans la partie Est du massif (communes de Villard-de-Lans, Lans-en-Vercors et Corrençon-en-Vercors), une hétérogénéisation (augmentation des forêts de mixte) à l’Ouest de la zone (communes de

Méaudre et d'Autrans) ainsi qu'une artificialisation autour du bâti existant. Du point de vue de l'afforestation, il est intéressant de noter un blocage progressif de ce processus au fur et à mesure des années. Il est lié à une indisponibilité croissante de milieux ouverts aux conditions écologiques favorables à ce phénomène.

De manière générale, Les changements d'occupation du sol sur des territoires européens montagnards sont relativement faibles. Les changements observés dans les « Quatre Montagnes » respectent cette tendance. Ces faibles surfaces de changement compliquent l'analyse du devenir du paysage et imposent une lecture tendancielle des processus anthropo-écologiques. Dans de telles circonstances, le recours à des indicateurs paysagers issus de l'analyse structurelle du paysage apporte une lecture nouvelle de l'évolution du paysage.

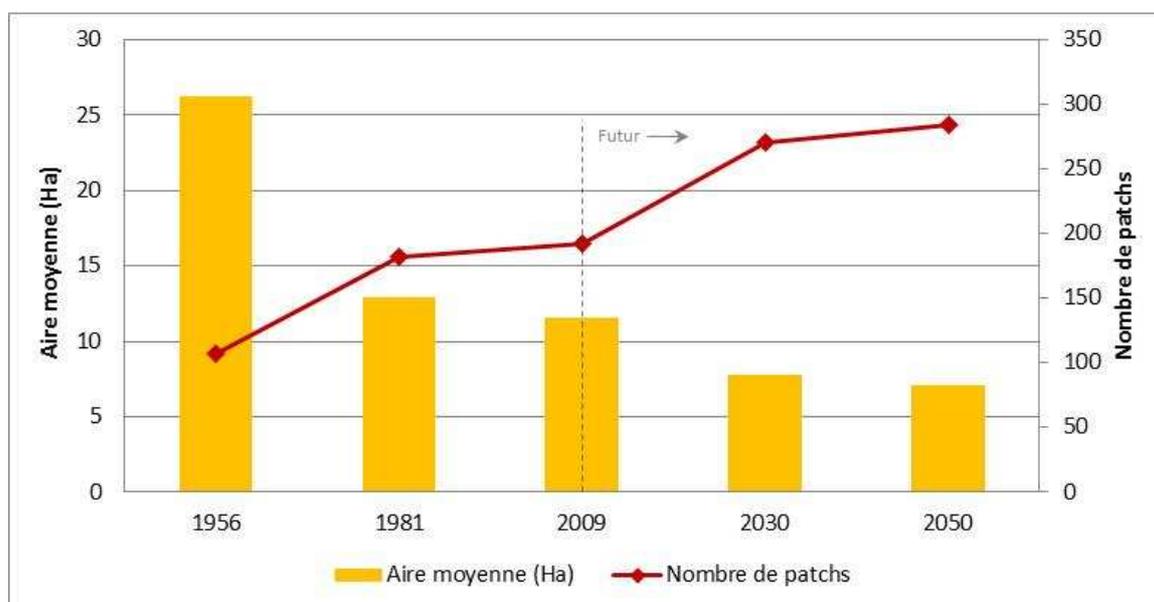


Figure 5 : Évolution de l'hétérogénéité spatiale des milieux ouverts dans la commune de Villard-de-Lans entre 1956 et 2009

Ainsi, l'analyse de la structure du paysage pour les années 2030 et 2050 montre que les tendances observées dans la période passée (1956 - 2009) se poursuivent et tendent à s'amplifier. À titre d'exemple, comme le montre la Figure 5, sur la commune de Villard-de-Lans, l'augmentation du nombre de tâches de milieu ouvert se poursuit en 2030 et 2050 avec un fléchissement entre 2030 et 2050. En ce qui concerne la surface moyenne de ces tâches, la tendance est à une lente diminution. Ces observations confirment le phénomène de morçèlement des milieux ouverts dû à la colonisation des milieux ouverts supra-forestiers et son ralentissement vers la fin de la période de simulation. En outre, un autre processus marquant mis en valeur par l'étude des indicateurs paysagers (en l'occurrence l'indice « MESH ») concerne l'augmentation et la complexification des tâches urbaines entre 2009 et 2050.

L'analyse paysagère, par le biais des indicateurs du paysage, permet donc d'appréhender des notions telles que la fragmentation et la connectivité, dont la relation avec le niveau de biodiversité du milieu est déjà bien démontrée (Redon, 2012). En complément, la confrontation des changements simulés avec la potentialité de production des sols permet

d'envisager les effets à venir sur la productivité forestière. En mettant en présence les résultats issus de ces deux angles d'analyse (biodiversité versus production), il est possible d'appréhender spatialement la notion d'intensification écologique d'un paysage (Griffon, 2006).

En conclusion, la méthode développée et les résultats obtenus confirment qu'il est possible d'appliquer un modèle de dynamiques spatio-temporelles destiné à l'aide à la décision pour la gestion future d'un territoire. Cependant, la confrontation des enjeux du territoire exprimés par les acteurs avec des indicateurs statistiques restent un enjeu méthodologique fort de ce type de recherche. De plus, il s'avère difficile de simuler les dynamiques forestières de manière certaine en les calibrant uniquement sur des facteurs abiotiques et les changements déjà observés. La difficile prise en compte des effets de gestion sylvicole et du contexte socio-économique dans ce type de modèle pourrait cependant permettre de mieux expliquer et calibrer les dynamiques paysagères.

Références :

Dupouey, J.-L., Sciama, D., Koerner, W., Dambrine, E., Rameau, J.-C., (2002). La végétation des forêts anciennes. *Revue forestiere francaise* 54 (6), p. 521-532.

Feranec, J., Hazeu, G., Christensen, S., Jaffrain, G., (2007). Corine Land Cover Change Detection in Europe (case Studies of the Netherlands and Slovakia). *Land Use Policy* 24 (1): 234–247.

Gerard, F., Petit, S., Smith, G., Thomson, A., Brown, N., Manchester, S., Wadsworth, R., Bugar, G., Halada, L., Bezak, P., (2010). Land Cover Change in Europe Between 1950 and 2000 Determined Employing Aerial Photography. *Progress in Physical Geography* 34 (2): 183–205.

Griffon, M., (2006). *Nourrir la planète*. Ed. Odile Jacob, 456 p.

Hermly, M., Verheyen, K., (2007). Legacies of the past in the present-day forest biodiversity: a review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity. *Ecological Research*, vol. 22, p.361–371.

Koerner, W., Cinotti, B., Jussy J.-H., Benoit, M., (2000). Évolution des surfaces boisées en France depuis le début du XIX e siècle : identification et localisation des boisements des territoires agricoles abandonnés, *Revue forestière française*, vol. 52, p.249-270.

McGarigal, K., Cushman, S.A., Ene, E., (2012). FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>

Paegelow, M., Camacho Olmedo, M.T., (2008a). Advances in geomatic simulations for environmental dynamics. In *Modelling Environmental Dynamics*: 3 - 54. Springer Berlin Heidelberg.

- Paegelow, M., Camacho Olmedo, M.T., Ferraty, F., Ferré, L., Sarda, P., Villa, N.,** (2008b). Prospective modelling of environmental dynamics: A methodological comparison applied to mountain land cover changes. In *Modelling Environmental Dynamics*: 141-167. Springer Berlin Heidelberg.
- Pontius, R.G., Cornell, J.D., Hall, C.A.S.,** (2001). Modeling the spatial pattern of land-use change with GEOMOD2: Application and validation for Costa Rica. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 85 (1-3): 191–203.
- Redon, M.,** (2012). Biodiversité potentielle dans les forêts du Vercors : une approche hiérarchique pour la conservation des espaces forestiers, Thèse de doctorat, Université de Grenoble, 194 p.
- Sciama, D., Augusto, L., Dupouey, J.-L., Gonzales, M., Moares Dominguez, C.,** (2009). Floristic and ecological differences between recent and ancient forests growing on non-acidic soils. *Forest Ecol. Manage.* Vol. 258, p.600–608.
- Soares-Filho, B. S., Rodrigues, H., & Costa, W.** (2009). Modeling environmental dynamics with Dinamica EGO. Centro de Sensoriamento Remoto, IGC/UFMG.
- Thomson, A.G., Manchester, S.J., Swetnam, R.D., Smith, G.M., Wadsworth, R.A., Petit, S., Gerard, F.,** (2007). The Use of Digital Aerial Photography and CORINE-derived Methodology for Monitoring Recent and Historic Changes in Land Cover Near UK Natura 2000 Sites for the BIOPRESS Project. *International Journal of Remote Sensing* 28 (23): 5397–5426.
- Weinke, E., Lang, S., Preiner, M.,** (2008). Strategies for semi-automated habitat delineation and spatial change assessment in an Alpine environment. In *Object-Based Image Analysis*, T. Blaschke, S. Lang, and G. Hay, eds. (Springer Berlin Heidelberg), pp. 711–732.

Approches quantitatives et qualitatives des réseaux de services écosystémiques dans les Alpes françaises : vers une gestion intégrée à l'échelle du massif ?

Emilie Crouzat, Coline Byczek, Maud Mouchet, Sandra Lavorel

Laboratoire d'Ecologie Alpine LECA – CNRS, emiliecrouzat@gmail.com,
coline.byczek@gmail.com, maud.mouchet@gmail.com, sandra.lavorel@ujf-grenoble.fr

Introduction

Comment mettre en œuvre la durabilité dans les écosystèmes gérés par l'homme ? Répondre à cette question suppose la prise en compte d'au moins trois des champs qu'elle contient. Tout d'abord, au cœur de la problématique se trouvent les écosystèmes, induisant la nécessité de considérer les différentes composantes écologiques et les processus naturels qui les composent. Ensuite, la notion de gestion par l'homme renvoie à la mise à profit et la modification de certains processus naturels spécifiques au bénéfice de tout ou partie de la société. Enfin, la durabilité de la gestion est posée comme un objectif social, appelant à une conception holistique et englobante de l'action humaine sur les milieux. La méthode que nous proposons pour approcher cette question est basée sur le concept de service écosystémique. Entendus comme « les bénéfices rendus par la nature aux hommes » [1], ces services écosystémiques peuvent représenter un outil à saisir pour une gestion durable des écosystèmes [2]. Dans l'impulsion de nombreuses études qui se sont déjà saisies de ce cadre conceptuel, nous soutenons que : i) l'étude de la fourniture en services écosystémiques [3], ii) l'identification des relations spatiales entre variables écologiques [5], et iii) la décomposition des liens d'influence existants et perçus entre ces variables par des facteurs écologiques et anthropiques [4, 6, 7], représentent des conditions nécessaires à une gestion durable des milieux naturels. Au travers d'une étude de cas centrée sur les Alpes françaises, nous montrerons les intérêts d'une méthodologie regroupant dans la même analyse les trois étapes présentées ci-avant.

Matériel et méthodes

En vue d'étudier les multiples potentialités écologiques des milieux naturels ainsi que la manière dont la société les utilise et les perçoit, nous proposons de combiner analyses quantitatives et qualitatives. Les données quantitatives se basent sur l'évaluation biophysique de la capacité des écosystèmes à fournir différentes propriétés, exprimées par divers services écosystémiques ainsi que par la diversité biologique des espèces qu'ils abritent. Une série d'analyses statistiques spatialisées cherche à révéler les cooccurrences et antagonismes entre ces propriétés. Elle vise également à caractériser différents profils à l'échelle infrarégionale en fonction des caractéristiques écologiques des sous-régions, regroupées en « bouquets » de services. Les données qualitatives reflètent les attentes exprimées par différents groupes d'acteurs envers les milieux naturels. Elles permettent d'explicitier le fonctionnement qu'ils perçoivent, transcrit sous la forme de réseaux d'influence centrés sur les variables écologiques. De tels réseaux permettent d'identifier les facteurs écologiques et anthropiques qui sont perçus comme ayant un impact sur ces variables. De plus, leur analyse comparée avec les relations écologiques existantes met en évidence les liens et facteurs ignorés ou peu pris en compte dans la gestion.

i) Zone d'étude

L'ensemble de l'analyse s'est focalisé sur la zone couverte par les Alpes françaises, telle que définie par le traité de la Convention Alpine. Ce territoire de montagne étend ses 52149 km² sur neuf départements entre régions Rhône-Alpes et Provence-Alpes-Côte d'Azur. Il est caractérisé par de très fortes contraintes topographiques et climatiques, ainsi que par une grande diversité de paysages et d'habitats naturels [8].

ii) Etude de la fourniture en services écosystémiques et biodiversité

Une série de quatorze variables écologiques a été étudiée dans le cadre de cette étude, déclinée comme suit : deux services d'approvisionnement (production primaire de biomasse, potentiel d'hydro-énergie), trois services culturels (loisirs de nature, tourisme, chasse récréative), sept services de régulation (limitation du risque érosif, maintien de la qualité de l'eau, limitation du risque de crue, contrôle biologique des ravageurs agricoles, pollinisation, séquestration de carbone, stockage de carbone) ainsi que deux variables liées à la biodiversité (richesse spécifique de plantes et de vertébrés, nombre d'espèces patrimoniales). Le choix de ces variables s'appuie sur leur importance sociale et fonctionnelle dans le contexte alpin, ainsi que sur les données et modèles à notre disposition.

Une variété de méthodes a été employée pour aboutir à la distribution spatiale de chacune des variables écologiques : utilisation de modèles empiriques comme l'équation universelle révisée des pertes de sol pour déterminer les taux d'érosion, compilation et spatialisation de données brutes pour déterminer par exemple les rendements fourragers, utilisation de variables indicatrices pour modéliser le comportement de l'écosystème, comme dans le cas de la rétention d'azote pour le service de maintien de qualité des eaux, etc. Au terme du processus de modélisation, chacune des variables est représentée spatialement à la résolution de 1*1km sur l'ensemble du territoire des Alpes françaises.

iii) Analyses quantitatives des distributions spatiales des variables écologiques

Différents tests ont été réalisés pour analyser l'ensemble des quatorze variables décrites précédemment. Notre but a été de mettre en évidence les corrélations statistiques et assemblages spatiaux caractéristiques de la zone d'étude. Nous présenterons ici quelques résultats de l'analyse spatiale des variables, au travers des indicateurs suivants :

- pour les paires de variables : l'indice de superposition P. Après transformation des variables en données binaires (présence/absence), P est défini comme la fraction des pixels de la distribution la plus petite superposés avec ceux de la seconde distribution.
- pour l'ensemble des variables : l'indice de diversité de Simpson (1 - D) et les résultats d'une carte auto-adaptative permettant de regrouper dans un même ensemble les zones présentant des profils écologiques similaires.

iv) Analyses qualitatives de la demande et de la perception sociale des écosystèmes et de leur fonctionnement

Nous avons mis en œuvre un processus participatif qui a pris la forme d'entretiens individuels ou de groupe réalisés avec des acteurs ayant une bonne connaissance du territoire alpin et de ses enjeux, de manière transversale ou sectorielle.

La première phase de ce travail a consisté à comprendre la manière dont les différents secteurs d'activité se positionnent face aux écosystèmes, aux services qu'ils fournissent et à la biodiversité qu'ils abritent.

Une deuxième étape a permis de distinguer les types de relations qui ont été mentionnées entre les différentes composantes des écosystèmes. En nous basant sur la typologie proposée par Bennett et al [7], nous avons établi les relations écologiques entre variables, basées sur des processus écologiques communs ou corrélés, et les relations anthropiques, où l'évolution d'une variable écologique donnée est conditionnée à des facteurs externes comme les choix de

gestion ou d'allocation des terres. Ainsi, les différentes variables écologiques mentionnées comme importantes par les acteurs consultés ont pu être reliées et organisées les unes par rapport aux autres en fonction des liens perçus entre elles et des facteurs externes qui sont mentionnés comme les affectant. Au terme du processus, l'agrégation de plusieurs schémas d'influence permet de constituer un réseau d'influence global centré sur une thématique donnée. En parallèle, nous avons réalisé une comparaison entre les relations perçues, mentionnées par les acteurs consultés, et les relations écologiques existantes, telles que renseignées par la littérature scientifique.

Résultats

i) Analyses quantitatives : un territoire multifonctionnel [9]

L'analyse de superposition spatiale des paires de variables indicatrices des services écosystémiques produit des valeurs très élevées ($P > 0.70$), ce qui correspond à la description d'un territoire peu spécialisé vis-à-vis des services étudiés. Ce résultat est confirmé par un indice de Simpson également élevé sur la zone d'étude (compris entre 0.64 et 0.83), indiquant une grande diversité de services fournis simultanément par les écosystèmes alpins. Nous pouvons donc parler d'une forte codominance des services écosystémiques étudiés, traduisant la multifonctionnalité de l'espace alpin. Les résultats de la cartographie auto-adaptative caractérisent quatre ensembles géographiques aux profils écologiques contrastés, en termes de type et d'amplitude de services fournis :

- Les espaces de très haute altitude concentrent les services culturels et le potentiel hydro-énergétique, les dynamiques biotiques demeurant très contraintes et spécialisées.
- Les larges vallées et piémonts sont dotés d'un haut niveau de productivité et d'atouts liés à une biodiversité élevée.
- Les régions intermédiaires des Alpes du Nord cumulent de nombreux atouts, du fait d'un paysage mosaïqué et d'un fort potentiel de productivité primaire. Les services culturels sont également bien représentés dans cet ensemble.
- Les régions intermédiaires des Alpes du Sud présentent un modèle de diversité similaire, mais les conditions climatiques plus sèches expliquent l'importance plus marquée du service de limitation de l'érosion ainsi qu'une productivité moindre.

ii) Analyses qualitatives : une prise en compte inégale des variables écologiques [10]

Globalement, les formes de synthèse que nous avons mises en œuvre permettent de mettre en évidence la manière dont s'articulent les diverses composantes du système de gestion des ressources et des milieux naturels dans les Alpes françaises, selon les experts et les acteurs consultés.

En amont se trouvent les facteurs moteurs qui conduisent l'évolution du système : il s'agit des choix de gestion ainsi que des choix d'allocation des terres, en particulier l'artificialisation des milieux. Ces facteurs amont sont les leviers d'influence principaux et sont plus souvent perçus que les liens écologiques entre variables. Au cœur du système, on trouve les services culturels et les services d'approvisionnement, directement rémunérés ou valorisés par la société. Enfin, en aval, c'est-à-dire au bout des chaînes d'influence, se placent les services de régulation et la biodiversité. Ces deux composantes sont considérées comme subissant le plus d'influence de la part du système, sans être en retour responsables de son évolution (peu de rétroactions). Toutefois, d'autres relations entre services écosystémiques et biodiversité peuvent exister et n'ont pas été mentionnées lors de l'étude. Cette différence entre relations perçues et relations réelles peut provenir du fait que les relations ne sont pas connues des acteurs ou alors qu'elles n'ont pas été jugées comme prioritaires à faire remonter dans le cadre des discussions, mais elle représente globalement une menace pour la durabilité des systèmes.

Discussion et conclusion

Nous proposons un cadre d'analyse des potentialités écologiques des milieux naturels basé sur la notion de services écosystémiques, et sur la complémentarité entre analyses quantitatives et qualitatives. Ce cadre présente d'après notre étude au moins trois intérêts dans une réflexion autour de la mise en œuvre de l'intensification écologique, déclinés comme suit :

- i) Rendre visibles toutes les fonctionnalités des milieux naturels : l'intensification écologique nécessite de valoriser au mieux les potentialités écologiques qui intéressent la société, tout en conservant les milieux dans un état fonctionnel adéquat. Pour cela, toutes les fonctionnalités des écosystèmes doivent être considérées, même celles ignorées par le marché ou peu reconnues par la société. La cartographie des variables écologiques indicatrices des services écosystémiques permet de dresser un état des lieux des potentialités du territoire. Par la suite, plusieurs scénarios de gestion pourraient être considérés, au travers par exemple de jeux de pondération des services correspondant à des priorisations alternatives par différents acteurs et secteurs d'activité.
- ii) Faciliter le dialogue entre secteurs d'activité : le cadre de travail reposant sur le concept de services écosystémiques nous paraît être un outil de communication adapté pour une gestion intersectorielle et multifonctionnelle, indispensable à l'intensification écologique. Ainsi, les résultats présentés sur une typologie écologique du territoire ainsi que ceux liés aux réseaux d'influence permettent une présentation claire des enjeux de gestion. Ils soulignent les cas où des compromis sont à trouver dans la capacité des milieux à exprimer différentes potentialités d'une part, et d'autre part ils explicitent les facteurs écologiques et anthropiques liés à ces enjeux.
- iii) Anticiper les conséquences de choix de gestion : en décomposant les relations d'influence entre indicateurs de services écosystémiques et en explicitant les facteurs anthropiques affectant ces relations, le but est à la fois de limiter les rétroactions inattendues et de favoriser les synergies entre services, au travers de choix de gestion informés. La connaissance des relations de cooccurrence spatiale et des profils écologiques des différents milieux doit permettre de prévoir les évolutions induites dans les écosystèmes suite à une modification des pratiques de gestion.

Dans l'optique d'une intensification écologique, nous soutenons l'utilité d'une prise en compte conjointe de l'ensemble des potentialités des milieux naturels. Une telle méthode permet d'allier des analyses quantitatives basées sur des données écologiques d'une part, et d'autre part des analyses qualitatives liées aux aspects de demande sociale et à l'explicitation de réseaux d'influence. En ce sens, la méthode présentée ici nous paraît être un atout à saisir dans le cadre global des débats autour de l'aménagement des territoires et de leur gestion.

Références

1. M. E. A. (2005). Living beyond our means: natural assets and human well-being. *Statement from the Board. Millenium Ecosystem Assessment. Full Report Available at: <http://www.millenniumassessment.org>.*
2. Mainka, S., McNeely, J., MacNeely, J. A., & Jackson, B. (2005). *Depend on nature: ecosystem services supporting human livelihoods*. IUCN.
3. Vihervaara, P., Kumpula, T., Tanskanen, A., & Burkhard, B. (2010). Ecosystem services – A tool for sustainable management of human–environment systems. Case

- study Finnish Forest Lapland. *Ecological Complexity*, 7(3), 410–420. doi:10.1016/j.ecocom.2009.12.002
4. Kremen, C. (2005). Managing ecosystem services: what do we need to know about their ecology? *Ecology letters*, 8(5), 468–479. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00751.x
 5. Qiu, J., & Turner, M. G. (2013). Spatial interactions among ecosystem services in an urbanizing agricultural watershed. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. doi:10.1073/pnas.1310539110
 6. Briner, S., Huber, R., Bebi, P., Elkin, C., Schmatz, D. R., & Grêt-Regamey, A. (2013). Trade-Offs between Ecosystem Services in a Mountain Region. *Ecology And Society*, 18(3).
 7. Bennett, E. M., Peterson, G. D., & Gordon, L. J. (2009). Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology letters*, 12(12), 1394–1404. doi:10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x
 8. Tappeiner, U., Borsdorf, A., & Tasser, E. (eds.) (2008). Mapping the Alps. Spektrum, Heidelberg, pp. 278.
 9. Crouzat et al (2013). Quantifying bundles and trade-offs between ecosystem services and biodiversity: insights from the French Alps area assessment. In prep.
 10. Crouzat et al (2014). Co-building influence networks between ecosystem services and biodiversity in the French Alps: insights from a participative process with local stakeholders. In prep.

Analyse économique et intensification écologique : réflexions autour d'exemples forestiers

.....
....."Lgcp/Nwe"Rg{ tqp"

..

Ecofor, 42 rue Scheffer, 75116 Paris¹.r g{ tqpB i kr/geqht@ti

Le concept d'intensification écologique suggère de mieux utiliser les fonctionnalités écologiques, tout en les préservant, pour produire les biens et services dont la société a besoin. Il met ainsi en perspective d'abord les différents facteurs de production, dont certains sont plus vertueux que d'autres et méritent pour cela d'être privilégiés, ensuite les diverses productions qui correspondent à autant de services écosystémiques (Griffon, 2013).

Les facteurs de production comprennent traditionnellement la terre, le capital et le travail, mais aussi les fonctionnalités naturelles des écosystèmes (cycles biogéochimiques du carbone, de l'eau, des éléments minéraux, processus liés de production primaire, décomposition de la matière organique et formation des sols, interactions écologiques, évolution biologique), l'énergie (présente notamment dans les intrants chimiques), le savoir et l'information (Bonny, 2011). En matière forestière, outre la terre, les principaux facteurs apparaissent être les fonctionnalités naturelles, le travail, le savoir et l'information. Le temps peut aussi, d'une certaine manière, être considéré comme un facteur de production.

L'équilibre entre les multiples productions forestières, souvent identifiées à des objectifs ou, de manière ambiguë, à des fonctions assignées à la forêt, a fait l'objet de développements beaucoup plus fournis. Jusqu'aux années 1990, il a souvent été considéré que la production de bois était favorable à l'ensemble des autres productions à caractère environnemental ou social. Cette thèse, dite de l'effet de sillage, a ensuite été largement contestée (Farcy *et al.*, 2013). En contrepartie, l'attention s'est portée sur les biens autres que le bois et sur l'ensemble des services rendus par les forêts, tels que la protection des sols, la régulation et la filtration des eaux, l'abri d'une biodiversité en partie ordinaire, en partie remarquable, l'épuration et la climatisation de l'atmosphère, la constitution d'un cadre paysager et d'une ambiance propice à la détente et à tout un ensemble d'autres activités socioculturelles. Ces services ont cependant souvent été considérés indépendamment, sinon les uns des autres, du moins de la production de bois. Il en est résulté une tendance au conflit plutôt qu'à la vision intégrée à laquelle encourage la notion de gestion durable des forêts comme par ailleurs celle d'intensification écologique. Le débat récurrent sur la répartition spatiale des différentes productions a permis d'entretenir ce conflit chaque fois qu'un zonage du territoire, donc des productions, était mis en avant. Un des mérites du Grenelle de l'environnement a donc été de privilégier au contraire la combinaison entre production de biens et préservation des fonctions écologiques pour le bon fonctionnement des territoires et des forêts (Leroy *et al.*, 2007).

Sous les deux angles qui viennent d'être pris, des différents types de facteurs de production pour l'un, de produits (biens et services) pour l'autre, il apparaît que les fonctionnalités écosystémiques peuvent être stimulées de manière anthropique dans deux objectifs distincts : pour mieux les utiliser en tant que facteurs de production de biens et services, d'une part et,

¹ Cointribution au séminaire de Grenoble des 3 et 4 décembre 2013 sur le thème « Forêts et écosystèmes cultivés. Vers une intensification écologiques ? »

d'autre part, pour en user directement en tant que produits de la gestion. Elles sont ainsi susceptibles de se trouver en amont et en aval du système de production. Au sens strict, l'intensification écologique consisterait plutôt à solliciter plus fortement les fonctionnalités écosystémiques comme facteur de production, notamment en réduisant le recours à d'autres intrants dommageables pour l'environnement. Mais faire en sorte de mieux gérer cet environnement en le rendant bénéficiaire d'un service conjoint à la production de biens va finalement dans le même sens et est considéré ici comme participant aussi de l'intensification écologique même s'il s'agit sans doute plus d'ingénierie écologique. Par rapport à la première vision qui met en lumière la réduction des dommages causés à l'environnement, cette deuxième vision se concentre plutôt sur la stimulation de bénéfices pour l'environnement.

Dans ce contexte, l'analyse économique a forcément son mot à dire, elle dont le but est de faciliter la prise de décision et, en particulier, l'allocation de ressources rares à des usages concurrents. Pour y parvenir, un de ses enjeux majeurs est de prendre autant que possible en compte la totalité des phénomènes en cause, y compris bien sûr les aptitudes des processus écologiques, les coûts de leur dégradation et les avantages de leur stimulation.

L'économie et l'écologie ont souvent été opposées. Pourtant, elles sont étymologiquement très proches et font toutes deux références à la maison (oikos) qu'il s'agit d'administrer pour la première et d'étudier pour la seconde. Il est significatif de noter qu'au milieu du 18^e siècle, les économistes s'intéressant à la production de richesses se revendiquent de la physiocratie, c'est-à-dire du « gouvernement par la nature ». A la même époque, Carl von Linné parle « d'économie de la nature » pour désigner les interactions biologiques (Deléage, 1991). A cette époque, le mot écologie n'a pas encore été défini. C'est en 1866 qu'il est popularisé par Ernst Haeckel qui considère lui-même la politique comme de la biologie appliquée. Bref, on ne dira jamais assez qu'un rapprochement entre économie et écologie est loin d'être surprenant et que, si on doit s'étonner, c'est plutôt que l'association de ces deux disciplines ne soit pas plus étroite et générale. Lorsqu'elle n'est pas réalisée, non seulement la mise en pratique des thèses écologiques est considérablement affaiblie mais encore les politiques économiques sont arbitrées sur la foi de critères incomplets, donc biaisés.

L'objet de ce texte est donc de montrer, sur la base de quelques exemples, en quoi l'analyse économique de la production forestière est susceptible de favoriser la prise en compte à la fois des processus écologiques et des avantages économiques. Il commence par un rappel sur cette analyse économique et se conclut par une synthèse des enseignements issus des exemples présentés.

1. L'économie des ressources forestières : une théorie ancienne et puissante

La théorie économique des ressources forestières a été élaborée bien avant la théorie des ressources naturelles renouvelables dont elle devrait apparaître comme une modalité particulière. Son acte de naissance est incontestablement un article paru en 1849 sous la plume du forestier allemand Martin Faustmann (Faustmann, 1849 ; Peyron et Maheut, 1999). Elle s'est imposée en unifiant deux démarches ayant fait jusque là l'objet de développements séparés. La première démarche consiste à s'interroger sur l'âge auquel exploiter les peuplements forestiers. En France, Réaumur en 1721, Buffon en 1739, Duhamel du Monceau en 1764 ou encore Varenne de Fenille en 1791 font partie de ceux qui ont tenté de répondre à

cette question, en particulier sur la base de considérations relatives à la production physique en volume, masse, voire surface terrière (Peyron, 2012a). Parmi ceux-ci, Varenne de Fenille dépasse les seules références physiques pour introduire le raisonnement économique en proposant de prendre en compte l'intérêt financier du propriétaire pour lequel « *il entre une donnée de plus, savoir l'intérêt pécuniaire qu'eût rapporté le prix du taillis vendu, et dont on est privé lorsqu'on diffère la vente* ».

Ce raisonnement est repris par Faustmann et combiné à une seconde approche visant quant à elle à déterminer la valeur d'une forêt en prévision d'une vente, expropriation ou évaluation d'un préjudice. Depuis 1730 et une application au taillis par J. Richards, circulent des formules de la valeur d'un sol forestier nu (Schneider, 1999). Parmi les principaux utilisateurs, Heinrich Cotta publie des tables financières capables de faciliter les calculs (Cotta, 1819). Non seulement Faustmann comprend le lien entre optimisation de la gestion et valeur du sol forestier mais encore parvient-il à exprimer la valeur du peuplement lui-même. La théorie de l'économie forestière est née. Que nous dit-elle ? Elle nous dit en bref que :

- la valeur d'une forêt dépend des bénéfices engendrés au cours du temps : elle est même la somme de ces bénéfices à condition que ceux-ci aient préalablement été rendus comparables ;
- un coût, revenu ou avantage futur a en effet une valeur plus faible aujourd'hui pour deux raisons : une forme d'impatience qui conduit à privilégier un avantage immédiat à la promesse du même avantage différé ; et une forme de confiance en l'avenir qui laisse supposer qu'un investissement aujourd'hui est appelé à prendre de la valeur ; un taux d'actualisation (r) traduit la façon dont une valeur future doit être corrigée pour la rendre comparable à une valeur présente ; ainsi, 1€ dans n années équivaut à $1/(1+r)^n$ ou, de manière quasi-équivalente, à $exp(-nr)$ € aujourd'hui ;
- somme des bénéfices futurs, la valeur d'une forêt dépend clairement de sa gestion, ce qui incite à retenir la gestion qui confère à la forêt sa plus forte valeur ; on se réfère en général à un moment particulier de la vie d'un arbre ou d'une forêt, celui de son origine, au moment donc où l'on se trouve en présence d'un fonds dont on calcule alors la valeur, au moins en première approche ; ce qui n'exclut pas de s'intéresser de même à la valeur de la forêt, comprenant non seulement le fonds mais aussi le peuplement ;
- tous les coûts, revenus, ou avantages futurs sont pris en compte, en théorie jusqu'à l'infini ; en pratique, soit on suppose la répétition de cycles ou révolutions identiques, soit on réintroduit à la fin d'un cycle la valeur du fonds qui intègre elle-même l'ensemble des bénéfices ultérieurs.

Pour mettre en œuvre cette théorie, et donc optimiser la valeur foncière de la forêt, les principales informations nécessaires portent sur les coûts de constitution et d'entretien des peuplements, la croissance, la sylviculture, les coûts d'intervention, les coûts d'administration et de gestion, le prix des bois, d'autres coûts et revenus éventuels, sans oublier le taux d'actualisation qui joue un rôle fondamental. Il traduit une forme de prix ou de coût du temps. Son choix est délicat et se fonde sur plusieurs possibilités :

- un taux du marché financier, à choisir entre un taux d'emprunt et un taux d'épargne, le premier étant plus élevé que le second : ce choix est de plus en plus rarement fait en foresterie compte tenu de la présence de nombreux biens publics aux côtés des biens privés ;
- un taux social d'actualisation, combinant une préférence pour le présent et un effet dit de richesse dont bénéficieront les générations futures (Lebègue et al., 2005) ; une norme gouvernementale recommande aujourd'hui d'utiliser pour les investissements publics un taux unique dans l'espace mais variable dans le temps, de 4% sur les trente premières années tendant ensuite vers 2 % selon une loi exponentielle ;
- un taux nul mettant l'accent sur le revenu net moyen annuel tandis que la valeur de la forêt prend une valeur infinie, donc irréaliste ;
- le taux interne de rentabilité qui est au contraire le plus grand taux possible en évitant une valeur négative du fonds ; mais il suppose un réinvestissement en forêt de tous les revenus et n'est généralement pas adapté aux situations concrètes rencontrées (figure 1) ;
- un taux révélé par la valeur des fonds forestiers sur le marché foncier (figure 1) ; c'est cette méthode qui est le plus souvent recommandée pour les forêts, par exemple dans les démarches d'expertise mais aussi dans le cadre des systèmes internationaux de comptabilité nationale (SNA, 1993).

L'application de la théorie se fait ainsi en général en deux étapes. Dans un premier temps, on se réfère à la valeur réelle du foncier et à une gestion représentative de cette moyenne pour estimer le taux d'actualisation. Dans un second temps, on applique la valeur trouvée aux calculs ultérieurs, pour autant qu'ils concernent la même essence dans la même région.

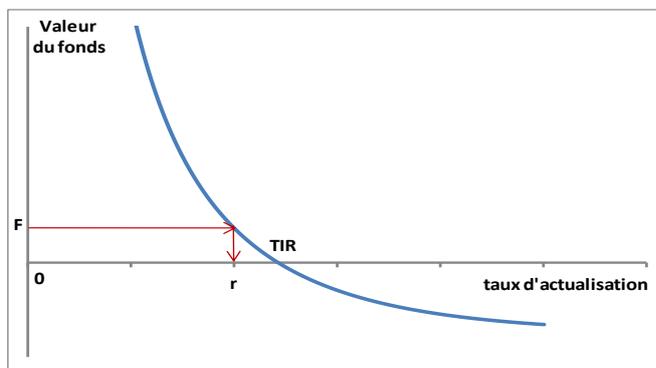


Figure 1. Evolution de la valeur d'un fonds forestier avec le taux d'actualisation. Infinie pour un taux nul, cette valeur diminue avec la croissance du taux pour s'annuler lorsque ce dernier est égal au taux interne de rentabilité (TIR). Lorsqu'on révèle le taux à partir d'une valeur F sur le marché foncier, les flèches déterminent la valeur r correspondante.

2. Exploitation précoce ou tardive ?

Pour un type de peuplement donné dans une région donnée, le choix de gestion influençant le plus la valeur foncière de la forêt est en général l'âge d'exploitation. C'est bien la détermination de cet âge qui a motivé tant l'élaboration de la théorie économique forestière que d'innombrables applications de celle-ci. La figure 2 montre un exemple d'évolution de la valeur foncière d'un peuplement de pin maritime selon l'âge d'exploitation choisi (Peyron et Heshmatol Vaezin, 2003).

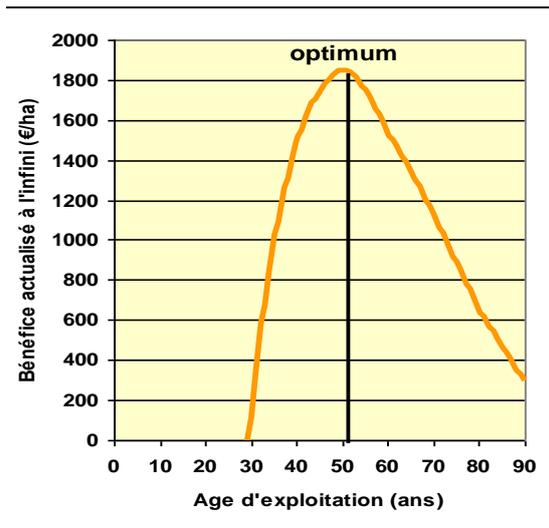


Figure 2 : Optimisation de l'itinéraire sylvicole d'un peuplement de Pin maritime. La graphique montre la variation de la valeur foncière (bénéfice actualisé à l'infini) selon l'âge d'exploitation pour un taux d'actualisation de 3,5%. Il met en évidence l'existence d'un optimum pour une exploitation à 51 ans.

Plus le taux d'actualisation est élevé, plus le futur est onéreux relativement au présent et plus un propriétaire forestier aura donc intérêt à exploiter rapidement ses peuplements : l'âge théorique d'exploitation, ou encore âge d'exploitabilité, diminue donc lorsque croît le taux d'actualisation. Par conséquent, le choix du taux d'actualisation influence largement la gestion forestière. Or, il est a priori compris entre deux valeurs extrêmes : d'un côté, la valeur nulle qui conduit à rejeter l'actualisation, à se référer au bénéfice moyen annuel dégagé par la gestion, avec l'inconvénient d'une valeur foncière associée infinie, donc irréaliste ; de l'autre côté, le taux interne de rentabilité au-delà duquel la valeur du fonds deviendrait négative.

Dans cette plage de possibilités, une méthode souvent préconisée consiste donc à choisir la valeur du taux cohérente avec la valeur des fonds forestiers telle qu'elle est estimée sur le marché (figure 1). Notons au passage que cette méthode donne des résultats qui ne sont pas si différents des valeurs retenues par le Commissariat du plan (Lebègue et al., 2005), sinon que l'expérience forestière française les ferait varier entre 5 et 1% plutôt qu'entre 4 et 2%.

Cependant, une pratique contestable a popularisé l'utilisation du taux interne de rentabilité, non pas seulement en tant que référence ou borne du taux d'actualisation permettant de dégager une rentabilité positive, mais en tant que fonction à maximiser. Outre le fait qu'une telle pratique n'est pas conforme à la théorie économique dans la majorité des cas auxquels est confronté le propriétaire forestier, elle présente l'inconvénient de minimiser mécaniquement l'âge d'exploitabilité. Or elle a souvent été utilisée en lieu et place d'un calcul économique plus raisonnable dont elle n'a pas toujours été distinguée, conduisant à un rejet du calcul économique alors que c'est elle, critiquable sur le fond et excessive dans ses résultats, qu'il aurait mieux valu abandonner.

Finalement, l'utilisation d'un taux d'actualisation raisonnable conduit à introduire, de façon mesurée, du temps dans la production forestière. L'âge d'exploitabilité qui en résulte est, certes, inférieur à celui qui prévaudrait en l'absence d'actualisation, mais cela ne justifie pas pour autant de ne pas actualiser, encore une fois à un taux raisonnable en prise avec la réalité. Par rapport aux raisonnements erronés dans leur méthode et excessifs dans leurs résultats, le fait de réintroduire du temps dans la gestion conditionne aussi de nombreux autres avantages, qu'ils soient maintien des facteurs naturels de production (par exemple la biodiversité et la

fertilité minérale des sols) ou fourniture de services écosystémiques (par exemple le paysage et la régulation du carbone).

Il reste cependant bien souvent dans les esprits que la diminution de l'âge d'exploitabilité correspond au progrès. Les techniques sylvicoles intensives tendent par exemple à aller dans ce sens sans que la justification économique en soit évidente (Peyron et Guo, 1995). D'autres considérations doivent cependant être prises en compte et peuvent atténuer ce jugement : par exemple la prévention des risques ou l'écart entre la ressource disponible et les capacités de production industrielle introduisent des éléments complémentaires d'appréciation aux plans à la fois microéconomique et macroéconomique.

Il faut également aborder ici le cas du taillis à courte rotation (TCR) qui se trouve projeté sur le devant de la scène dès lors que les énergies renouvelables ont le vent en poupe. Si de nombreuses études techniques sont publiées sur le sujet, elles sont rarement accompagnées des indispensables études économiques. Or, que disent les études disponibles ? Lecocq (2007) fait ressortir, pour des TCR réputés productifs de peuplier, eucalyptus ou séquoia, une valeur hors primes négative, à moins de faire des hypothèses très optimistes de productivité, de prix et de coûts. De Morogues *et al.* (2011) reprennent le même type de calcul pour des taillis à courte (TCR) ou très courte (TTCR) rotation d'eucalyptus et de peuplier. Du point de vue des propriétaires, ils trouvent un intérêt plus marqué pour les TCR que pour les TTTCR, d'autant plus pour les modalités à plus longue rotation, et le revenu se situe à un niveau équivalant à celui d'un fermage agricole. L'incitation à développer des TCR voire TTTCR vient finalement d'une réduction des coûts de plantation et de récolte, et de l'utilisation de terres en déprise. Ces deux études ne montrent donc pas une forte rentabilité pour ces modes de production intensifs en capital et il n'est pas certain que l'ensemble des coûts d'administration et de gestion y aient été pris en compte, sans parler des risques qui y sont ignorés.

Ainsi, dans ce domaine serait-il utile d'associer les développements techniques à des évaluations économiques susceptibles de tempérer certaines ardeurs.

3. Gestion des risques

La prise en compte des risques modifie les évaluations économiques à plusieurs niveaux : (i) une même valeur foncière de marché s'explique par un taux d'actualisation plus faible en présence de risques qu'en leur absence : s'il est révélé de cette manière, le taux d'actualisation est donc affecté ; (ii) les valeurs foncières ultérieurement calculées en présence de risque et avec ce taux révélé sont abaissées du fait de la prise en compte du risque avec une compensation partielle due à l'utilisation d'un taux plus faible ; (iii) la nouvelle gestion optimale s'en trouve généralement modifiée et donc l'âge d'exploitabilité.

En fait, la prise en compte du risque réduit en général l'âge d'exploitabilité (figure 3) :

- la probabilité de risque vient d'une certaine manière s'ajouter au taux d'actualisation, produisant un effet similaire à une hausse de celui-ci ;
- l'impossibilité d'une récupération complète (ou sauvetage) des bois après sinistre conduit à réduire l'âge d'exploitation, ce qui ne serait pas forcément le cas avec un sauvetage intégral de la valeur des produits ;
- plus le niveau de l'âge d'exploitabilité est élevé, plus une même probabilité de sinistre est grave et pousse à réduire cet âge : par exemple un sinistre de période de

retour de 100 ans, est évidemment plus préoccupant pour une production longue de 100 ans et plus que pour une production courte de 20 ans ;

- l'aversion au risque et à l'incertitude (comme donc l'absence d'assurance) : plus elle est forte et plus le décideur s'orientera vers une réduction de l'âge d'exploitation.

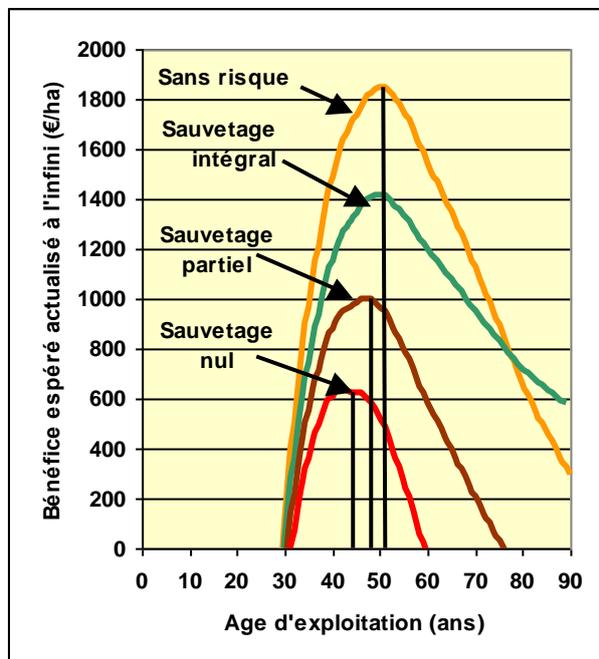


Figure 3 : Cette figure vient prolonger la figure 2 en montrant l'influence de la prise en compte du risque sur la valeur foncière de la forêt (bénéfice actualisé à l'infini) et l'âge d'exploitabilité. Le niveau de risque se différencie par la probabilité de catastrophe (qui varie de 1/1000 à la constitution du peuplement à 23,5/1000 à 90 ans en passant par 13/1000 à 48 ans) et par l'ampleur relative du sauvetage qui va de 0% de la valeur marchande des bois (sauvetage nul) à 100% (sauvetage intégral) en passant par 50% (sauvetage partiel).

A titre indicatif et pour fixer les idées, dans le cas d'un risque rendant illusoire tout sauvetage et d'un propriétaire bien assuré ou en tout cas peu averse au risque, une probabilité (forte) de sinistre de 1% pourrait inciter à modifier l'âge d'exploitation selon les ordres de grandeur suivants : de 20 à 19 ans pour des productions courtes comme la peupleraie, ou de 50 à 45 ans pour des essences à croissance rapide, ou encore de 100 à 85 ans pour des essences à croissance moins rapide (Peyron, 2012b).

Dans ce domaine, le calcul économique a l'avantage de donner des ordres de grandeur de la réduction souhaitable, et ceux-ci semblent inférieurs à ceux qui sont dans les esprits, à moins que le propriétaire forestier soit très averse au risque, dépende fortement des revenus de la forêt pour son existence, et ne soit pas pour autant assuré.

Si le risque peut être en partie prévenu en fixant un âge d'exploitabilité adéquat, il ne peut pas toujours être évité. Lorsqu'un sinistre survient et affecte en partie seulement une unité de gestion, comment envisager la gestion future de cette parcelle si l'objectif à terme reste de conserver une unité de gestion ? Faut-il « régulariser », c'est-à-dire exploiter les arbres épargnés et qui semblent avoir encore des chances d'avenir pour reboiser l'ensemble de la parcelle ? Faut-il au contraire les laisser croître en maintenant improductive la partie sinistrée, une fois celle-ci exploitée ? Faut-il les conserver tout en reboisant la partie sinistrée, quitte à ne plus gérer à proprement parler une unité de gestion pendant quelques années ?

Ce type de problème a été traité dans le cas d'un peuplement de pin maritime destiné à être initialement exploité à 51 ans (Peyron et Heshmatol Vaezin, 2003). Si le peuplement est jeune au moment du sinistre, on a intérêt à compléter la parcelle avec un nouveau peuplement que

l'on conduira en combinaison avec l'ancien. Le nouveau peuplement sera exploité un peu plus tôt que la normale tandis que l'ancien sera au contraire prolongé. Si le peuplement est au contraire proche de son âge d'exploitabilité, il apparaîtra souvent opportun de le couper. Dans la situation intermédiaire, on pourra être amené à conduire le peuplement épargné en maintenant pendant quelques années la partie sinistrée improductive. Pour un peuplement très touché dont il ne reste que le quart des arbres, les résultats font l'objet de la figure 4.

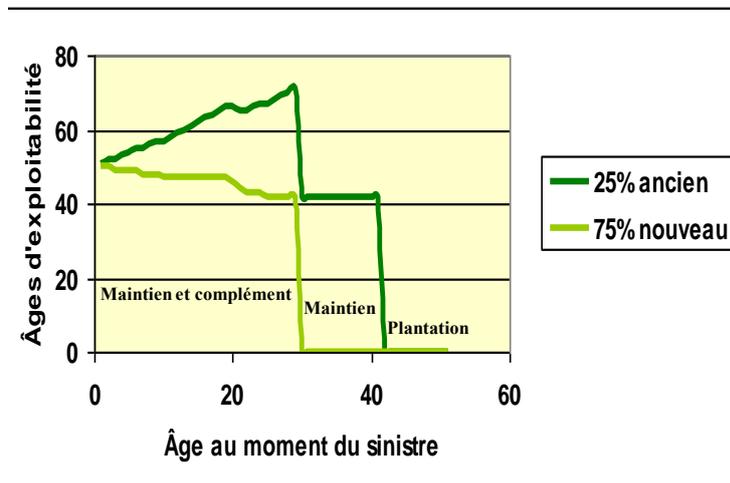


Figure 4. Cas d'un peuplement de pin maritime sinistré à 75%. S'il était proche de l'exploitabilité (au-delà de 40 ans), les arbres épargnés peuvent être exploités ; s'il avait moins de 30 ans, les arbres épargnés méritent d'être conservés et le reste de la parcelle reboisé ; entre les deux, les arbres épargnés sont conservés mais la partie sinistrée est laissée en attente avant régénération de l'ensemble.

Cette application numérique montre en particulier qu'on peut :

- envisager de couper les arbres épargnés s'ils sont à moins de 10 ans de leur exploitabilité normale ;
- se dispenser de reboiser s'ils ont 30 ans ou plus, auquel cas on ne les maintiendra sur pied que pour la moitié environ du temps qu'il leur restait ;
- reboiser en revanche la zone sinistrée si les arbres épargnés ont moins de 30 ans au moment du sinistre.

Ainsi, si l'on se pose la question de savoir jusqu'à quel point il faut maintenir sur pied après le sinistre la fraction du peuplement qui a été épargnée, alors le calcul économique montre que, si le peuplement était encore éloigné de la maturité, alors il faut le maintenir même pour une fraction épargnée relativement faible de 25 %.

Finalement, au-delà du caractère théorique du problème posé, il est important de noter que le calcul économique tend à montrer qu'il faut limiter les coupes de régularisation au minimum, donc conserver au maximum une ambiance forestière, qui est également ce que préconise l'écologie. Il faut noter que cette conservation se justifie indépendamment de l'argument supplémentaire conduisant à éviter d'engorger le marché si le sinistre a eu une grande extension et désorganise l'ensemble de la filière-bois.

4. Homogénéité ou hétérogénéité des peuplements ?

Vaut-il mieux fonctionner avec des peuplements homogènes ou hétérogènes ? Ce problème rejoint celui du débat entre spécialisation et multifonctionnalité des territoires. Il est délicat mais n'est traité ici que sous quelques uns des aspects à prendre en compte, les plus

directement liés à l'économie. Il est également discuté en deux temps relatifs au mélange des essences d'abord, à la structure des peuplements ensuite.

La diversité des essences de production d'une forêt donne à son propriétaire la possibilité de jouer sur les prix relatifs des bois de ces essences en fonction de la conjoncture des marchés, et d'exploiter de préférence celle dont les prix sont conjoncturellement élevés. Cette stratégie d'auto-assurance sur les prix du bois fonctionne dès lors que les prix des différentes essences ne sont pas, ou sont peu, auto-corrélés. Elle n'implique pas forcément que les peuplements eux-mêmes soient mélangés mais s'applique évidemment dans le cas du mélange selon les possibilités offertes par l'état sylvicole des peuplements.

En ce qui concerne la structure des peuplements, une analyse économique comparative est extrêmement difficile. Elle se heurte en effet à une alternative dont les deux termes sont insatisfaisants : soit on analyse à long terme deux gestions structurellement très différentes et supposées maintenir chacune globalement et perpétuellement la forêt dans un état stationnaire, et on omet alors de prendre en compte la transition durant laquelle la forêt passera de son état actuel à l'un des deux états stationnaires analysés ; soit on part effectivement de l'état actuel pour le faire évoluer progressivement vers deux états différents à long terme mais, selon l'état actuel, en particulier sa plus ou moins grande proximité vis-à-vis des états futurs, le résultat de la comparaison risque de basculer dans un sens ou dans l'autre. C'est cependant cette seconde approche qu'il faut recommander, puisqu'elle permet effectivement de comparer deux gestions différentes pour une même forêt. Il faut alors s'attendre à ce qu'elle donne des résultats probablement très différents selon l'état initial de la forêt analysée.

5. Intégration de l'économie et de l'environnement.

La gestion durable des forêts impose de considérer l'ensemble des fonctions susceptibles d'être remplies par les espaces boisés. Ce type de problème est par nature multicritère et amène à comparer entre elles des caractéristiques très différentes les unes des autres comme une récolte de bois, l'esthétique d'un paysage, la richesse d'un écosystème, la valeur sociale d'un lieu d'activités, ... La discipline économique offre à cet égard une solution qui n'est pas une panacée mais peut s'avérer utile : elle propose d'évaluer monétairement les différentes fonctions, par le biais de méthodes adaptées, et d'approcher ainsi une valeur économique totale de l'espace boisé considéré. Cette façon de faire est parfois décriée au motif qu'elle ramène toutes choses à de l'argent. Cependant, il est un fait que toute comparaison entre deux fonctions conduit à créer entre elles une échelle de valeur, l'évaluation monétaire n'ayant finalement d'autre objet que de mesurer explicitement les valeurs correspondantes qui, jusque là, n'étaient qu'implicitement reconnues. Par ailleurs, ne pas vouloir se livrer à une telle évaluation monétaire de fonction non marchande conduit fréquemment à négliger celles-ci dans les décisions et donc à aller à l'encontre de l'objectif poursuivi.

Considérons ici le cas simple d'un peuplement forestier équienn² à deux fonctions. L'une, productive, qui dégage surtout un revenu net à l'occasion de la récolte du peuplement ; l'autre environnementale, qui procure annuellement un flux de services marchands ou non, mais en tous cas évaluable et variable avec le stade du peuplement. Il s'agit alors, comme cela est traditionnel en économie forestière, de rechercher le meilleur âge d'exploitabilité pour ce peuplement à deux fonctions.

² C'est-à-dire dans lequel tous les arbres ont le même âge ou à peu près le même âge.

Pour simplifier la problématique sans pour autant la dénaturer, on se réfère exclusivement à la valeur de la récolte finale de bois pour représenter la fonction de production (figure 5).

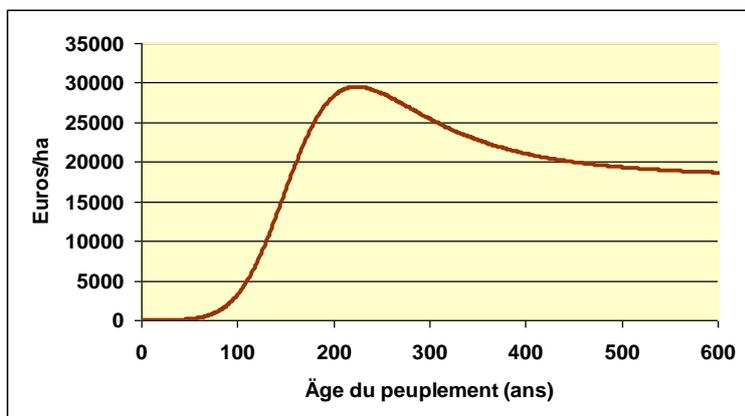


Figure 5. Hypothèse d'évolution de la valeur de la récolte finale à l'hectare avec l'âge du peuplement. Au-delà d'un certain âge, cette valeur est supposée se réduire en raison des difficultés de manipulation et d'industrialisation, ainsi que de l'apparition de défauts.

Quant à la fonction environnementale, deux modalités d'évolution du flux annuel de services sont envisagées de manière à obtenir par la suite deux types différents de résultats. Elles apparaissent sur la figure 6.

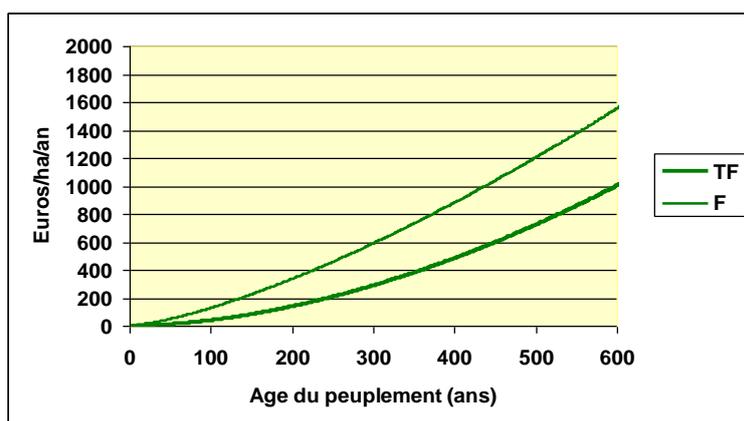


Figure 6. Hypothèse d'évolution de la valeur annuelle du flux de services environnementaux avec l'âge du peuplement selon deux modalités de forte (F) ou très forte (TF) valeur environnementale.

Les deux évolutions respectives des deux fonctions productive et environnementale ne peuvent évidemment être agrégées immédiatement. L'une traduit en effet la valeur d'un stock à réaliser en une seule fois avec une périodicité qui dépend de l'âge d'exploitation (révolution). L'autre correspond à un flux annuel dont l'avantage est ressenti tant que le peuplement est en croissance et cesse lorsque le peuplement est récolté. Par ailleurs, il importe d'actualiser les valeurs de manière à les rendre comparables dans le temps. En supposant de plus la répétition du cycle à l'infini, on obtient la valeur actualisée des figures 7 et 8 tenant compte toutes deux de la même valeur de production mais différant par leur modalité environnementale (F ou TF).

En matière forestière, le premier qui s'est attaché à agréger deux fonctions productive et environnementale est Hartman (1976). Il en a déduit que, dans le cas d'un flux environnemental sans cesse croissant avec l'âge du peuplement, l'agrégation des deux fonctions conduit à augmenter l'âge d'exploitabilité par rapport à la seule considération de la production de bois (figure 7).

Quelques années plus tard, Strang (1983) est venu compléter substantiellement l'analyse amorcée par Hartman. Il a d'abord présenté le cas singulier de la figure 8 : lorsque le flux de services environnementaux est très fortement croissant avec l'âge du peuplement, alors il se

peut que l'optimum soit repoussé à l'infini et que la récolte de bois soit peu souhaitable en regard de la très haute valeur patrimoniale du peuplement. Il faut noter que, si on teste des situations intermédiaires entre celles des figures 7 et 8, alors ce cas singulier apparaît brutalement au-delà d'un certain seuil.

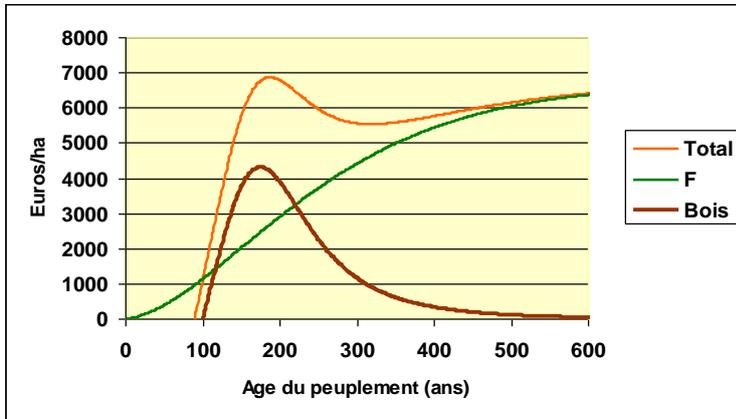


Figure 7. Evolution de la valeur actualisée (à 1%) issue de l'agrégation de la fonction de production de bois et de la fonction environnementale forte (F) : l'âge d'exploitabilité est légèrement augmenté (de 175 à 188 ans).

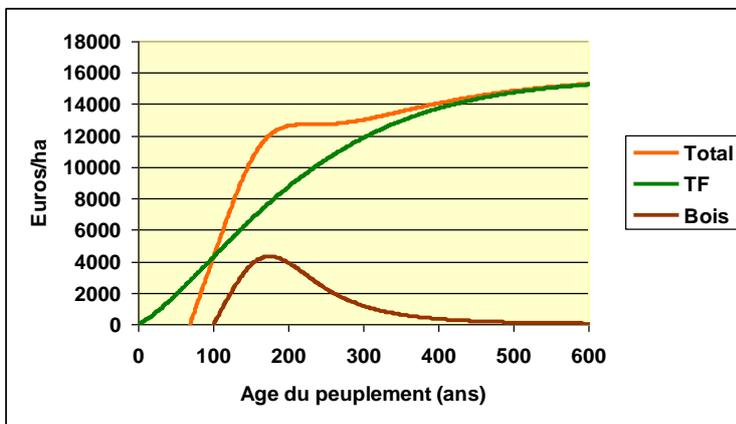


Figure 8. Evolution de la valeur actualisée (à 1%) issue de l'agrégation de la fonction de production de bois et de la fonction environnementale très forte (TF) : l'âge d'exploitabilité est rejeté à l'infini.

Strang a également mis en évidence une autre singularité dans le cas d'un peuplement qui correspondrait à la figure 7 mais aurait un âge ayant largement dépassé celui auquel il aurait optimalement dû être exploité. Il se peut alors, encore une fois, que le nouvel optimum soit repoussé à l'infini (la figure 7 montre que, si le peuplement a atteint 300 ans, alors sa valeur est réduite par rapport à une exploitation vers 200 ans mais augmentera s'il est maintenu sur pied).

La figure 7 montre enfin qu'une gestion intégrée conduisant à exploiter le peuplement un peu avant 200 ans procure une valeur supérieure aussi bien à celle obtenue en exploitant le peuplement à l'âge optimal pour la production de bois qu'à celle résultant d'un maintien sur pied pour des raisons purement environnementales. L'approche intégrée s'avère donc préférable à une approche différenciée dans la situation et sous les hypothèses considérées.

Conclusions

Il est bien connu que la gestion forestière a pour caractéristique essentielle d'être ancrée dans le temps. Or ce facteur de production ne peut être correctement pris en compte qu'avec le concours de l'analyse économique et de la théorie de l'actualisation dont la forêt a d'ailleurs été historiquement l'un des premiers cas d'application. Les évolutions récentes dans ce domaine, qui ont conduit à l'application d'un taux décroissant au cours du temps pour l'évaluation en France des investissements publics (Lebègue *et al.*, 2005), rapprochent

d'ailleurs incontestablement les techniques générales de celles qui ont cours en forêt depuis longtemps.

A la lueur des fondements de l'économie forestière qui ont été rappelés et des exemples variés qui ont été présentés, il apparaît d'abord clairement qu'écologie et économie ne sont pas aussi antinomiques que certains l'imaginent et que certaines pratiques expéditives et critiquables pourraient le laisser croire : une réduction drastique des âges d'exploitabilité peut sembler attrayante au plan technique mais ne l'est pas forcément au plan économique ; lorsqu'une parcelle a été partiellement sinistrée, l'analyse économique rejoint l'analyse écologique dans la préconisation de maintenir autant que possible sur pied les arbres épargnés qui restent viables ; la coexistence de plusieurs essences forestières présente des intérêts non seulement pour la biodiversité mais aussi pour l'économie ; l'analyse économique se prête enfin à l'intégration de considérations environnementales.

Il faut en tirer la conclusion qu'il est dommage que la culture économique soit si peu répandue parmi les forestiers qui devraient sans doute reconsidérer leur position vis-à-vis de cette discipline. En effet, celle-ci est à même de sous-tendre une certaine forme d'intensification écologique, notamment en donnant toute la place qu'il mérite au facteur temps.

Références

- Bonny S., 2011. L'agriculture écologiquement intensive : nature et défis. Cah. Agric., vol.20, n° 6, pp. 451-462.
- Cotta H., 1819. Entwurf einer Anweisung zur Waldwerthberechnung (Tharand, décembre 1817 à la préface). Dresde, 136 p.
- Deléage J.P., 1991. Une histoire de l'écologie. Editions La Découverte, 330 p.
- Farcy C., Peyron J.L., Poss Y. (coord.), 2013. Forêts et foresterie, mutations et décloisonnements. L'Harmattan, 341 p.
- Faustmann M., 1849. Berechnung des Werthes, welchen Waldboden, sowie noch nicht haubare Holzbestände für die Waldwirtschaft besitzen. — Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, Frankfurt a. M., pp. 441-455. [Traduction en anglais par Linnard, sous le titre " Calculation of the value which forest land and immature stands possess for forestry ", In : Martin Faustmann and the evolution of discounted cash flow. Commonwealth Forestry Institute, University of Oxford, 1968, pp. 27-55]. [Traduction en français par Maheut, sous le titre " Calcul de la valeur que possèdent, du point de vue de l'économie forestière, les sols forestiers ainsi que les peuplements non encore exploitables ", Nancy : École nationale du Génie rural, des Eaux et des Forêts, 36 p.]
- Griffon M., 2013. Qu'est-ce que l'agriculture écologiquement intensive ? Ed. Quae, 224 p.
- Lebègue D., Baumstark L., Hirtzman P., 2005. Révision du taux d'actualisation des investissements publics. Rapport du groupe d'experts. Commissariat général du plan, 112 p.
- Lecocq F., 2008. Aspects économiques des taillis à courte rotation. In Cara S. de, Thomas A. (coord.), 2008. Projections d'émissions/absorptions de gaz à effet de serre dans les secteurs forêt et agriculture aux horizons 2010 et 2020. Thiverval-Grignon et Toulouse, Inra, 97-100.

- Leroy P., Halley des Fontaines S., Barthod C., Moulinier A., 2008. Comité Opérationnel n°16 « Forêt » du Grenelle de l'Environnement. Rapport au ministre d'État, ministre de l'écologie, du développement et de l'aménagement durables et au ministre de l'agriculture et de la pêche, 15 p.
- Morogues (de) F., Nguyen The N., Berthelot A., Melun F., 2011. Réflexions sur la rentabilité des taillis à courte et à très courte rotation d'Eucalyptus et de Peuplier. *Revue forestière française* LXIII n°6-2011, pp. 705-721.
- Peyron J.L., 2003. Enjeux économiques de la protection des forêts. In : Livre blanc sur la protection des forêts naturelles en France; forêts métropolitaines. Londres, Paris, New-York : Editions Tec et Doc, WWF, sous la coordination de Daniel Vallauri, pp.195-206.
- Peyron J.-L., 2012a. A quel âge exploiter les arbres? La réponse des quelques membres éminents de l'Académie d'agriculture : Buffon, Duhamel du Monceau et Varenne de Fenille. *Comptes rendus de l'Académie d'agriculture de France*, volume 97, n°4, pp. 147-154.
- Peyron J.-L., 2012b. Concilier gestion des risques, gestion forestière et économie. In : dossier « la santé des forêts aujourd'hui et demain, Forêt-Entreprise n°202 – janvier 2012, pp. 40-44.
- Peyron J.-L. & Guo B. 1995. Bois d'œuvre et bois de trituration : quelle stratégie de production ? *Revue Forestière Française*, XLVII (5), 559-571.
- Peyron J.-L., Heshmatol Vaezin S.M. 2003. La modélisation de la forêt landaise ; portée et limites. Communication au 7ème colloque ARBORA, Pessac, 14-15 décembre 2003, 17 p.
- Peyron J.L., Maheut J., 1999. Les fondements de l'économie forestière moderne : le rôle capital de Faustmann, il y a 150 ans, et celui de quelques uns de ses précurseurs et successeurs. *Revue Forestière Française*, n° 6-1999, pp.679-698.
- Schneider D., 1999. Early investment calculations as time-shifted multiple inventions of measurement theories for valuations. Communication au symposium dédié à Faustmann, Darmstadt, 3-6 octobre 1999, 16 p.
- SNA. 1993. System of National Accounts 1993 (SNA 1993). Inter-Secretariat Working Group on National Accounts - Bruxelles/Luxembourg : Commission of the European Communities - Eurostat-, New-York : International Monetary Fund, Paris : Organisation for Economic Coopération and Development, Washington D.C. : United Nations World Bank, 711 p.

Evaluation des impacts des pratiques

Mohamed Ghali

PRES LUNAM Université d'Angers, GRANEM
PRES LUNAM Université, Ecole supérieure d'Agriculture d'Angers, LARESS,
m.ghali@groupe-esa.com

Introduction

Suite au Grenelle de l'environnement, le concept de « révolution doublement verte » a été reformulé en France sous le terme « Agriculture Ecologiquement Intensive » (AEI) (Griffon, 2007). Il a été repris par les dirigeants d'une grande coopérative de l'ouest de la France pour proposer à ses adhérents et à ses salariés une stratégie de développement qui réponde aux enjeux environnementaux, en maintenant les volumes de production garants de l'équilibre économique des exploitations et des filières. Cependant la pertinence de ce concept nécessite une évaluation des impacts économiques, sociaux et environnementaux de la démarche notamment à l'échelle de l'exploitation agricole. Ainsi ce travail a pour objectif de présenter une analyse de l'impact réel d'un changement de pratiques sur la réduction des coûts de ressources énergétiques (carburant et engrais), sur le revenu de l'agriculteur et l'évolution du temps de travail sur son exploitation. Il présente également les impacts sur les fonctionnalités écologiques de l'écosystème à travers des indicateurs environnementaux.

1. Choix de la technique et de l'exploitation

La mise en oeuvre de la démarche AEI, telle qu'elle est suggérée par Griffon (2007) et mise en place par une coopérative du Grand Ouest de la France, place les agriculteurs au cœur du processus d'expérimentation. En effet, plusieurs techniques ont été testées et diffusées. Parmi celles-ci, la mesure phare, largement utilisée comme un exemple type de pratique agricole écologiquement intensive correspond aux techniques culturales simplifiées (TCS) qui consiste à remplacer l'opération du labour par d'autres techniques de préparation de sol et à adapter les choix d'assolements par une diversification des cultures.

La compréhension et l'évaluation économique et environnementale des effets de ces types de pratiques constituent une composante essentielle dans les décisions d'engagement dans des démarches écologiques (Ghali et al, 2014). Elles permettent d'illustrer l'incidence économique des modifications des pratiques et offrent un éclairage supplémentaire pour la prise de décision. C'est pourquoi dans ce travail de recherche, nous avons cherché à analyser la réponse des pratiques de travail de sol simplifié et la diversification des cultures pour l'amélioration de la relation complexe qu'entretient l'agriculture avec l'environnement. L'intérêt pour les TCS est motivé par deux raisons principales : la première réside dans les vertus que peuvent avoir ces techniques sur la structuration des sols et leur enrichissement en matières organiques, sur la limitation des lixiviations des éléments nutritifs et leur migration dans les nappes phréatiques et les cours d'eaux et principalement leur rôle dans la diminution des quantités de terres érodées (De Laune et Sij, 2012). La deuxième raison vient d'une demande sociétale de plus en plus importante pour l'évaluation économique et environnementale des techniques simplifiées de travail du sol.

Le choix du terrain d'analyse est influencé par le choix de la pratique AEI et par la représentativité de la production agricole dans le bassin de production du grand ouest de la France. En effet, une exploitation spécialisée en grandes cultures et pratiquant le travail de sol simplifié a été enquêtée afin de récolter les données technico-économiques nécessaires à

l'évaluation économique et environnementale. L'exploitation concernée est caractérisé par une dominance des cultures de céréales et des oléagineux et elle est située sur des zones confrontées à un risque érosif très fort. Ce risque a amené l'agriculteur à changer, depuis une quinzaine d'années, ses pratiques de travail du sol. Actuellement, il pratique le travail de sol simplifié avec une diversification des cultures. Il est également engagé dans la démarche AEI et fait partie des adhérents innovateurs de la coopérative agricole Terrena « les sentinelles de la terre ». A ce niveau on peut s'interroger sur la pertinence du choix de l'agriculteur par rapport à des situations plus conventionnelles de l'agriculture. L'agriculteur aurait-il fait un bon choix en adoptant des pratiques AEI ?

2. Méthodologie : la modélisation bioéconomique

D'une façon générale, analyser les impacts économiques et environnementaux des pratiques agricoles revient à analyser la complexe relation qu'entretient l'agriculture avec l'environnement. Cette analyse nécessite de considérer un raisonnement multi-objectifs et pluridisciplinaire alliant l'étude du comportement économique et les pratiques agronomiques afin d'apprécier l'impact des changements de pratiques écologiquement intensives sur le revenu de l'agriculteur et sur l'environnement. Pour cela, nous mobilisons des modèles bioéconomiques pour étudier le fonctionnement d'une exploitation agricole réelle et ses réponses aux différents scénarios de changement de pratiques agricoles.

La modélisation bioéconomique consiste d'abord à utiliser un modèle biophysique capable de construire des fonctions de production « d'ingénieur » en estimant les rendements ainsi que la production d'émissions polluantes dans un contexte d'une grande diversité technique et pédoclimatique ; et ensuite intégrer ces résultats dans des modèles économiques de programmation mathématique sous la forme de coefficients techniques (Taylor et al, 1992).

Le grand intérêt de cette approche est sa capacité à générer simultanément des résultats économiques, définis en termes de revenu, de mobilisation des forces de travail, de consommation d'intrants..., et écologiques appréhendés comme des réalités physiques, mesurés comme telles, échappant ainsi à l'évaluation monétarisée arbitraire (Boisson, 1984). Pour calculer les indicateurs environnementaux, nous mobilisons le modèle biophysique CropSyst (Cropping Systems Simulation model). Les résultats de ce modèle, en termes de rendements de cultures, de quantités de terre érodées et de quantités d'azote lessivées sont introduits par la suite dans un modèle de programmation mathématique de type statique comparatif capable d'optimiser sous chaque technique de production (ex. TCS, labour) le revenu de l'agriculteur et de calculer les niveaux d'érosion et de lixiviation de nitrates associés au choix d'assolement.

3. Résultats

Les modèles construits ont permis de comparer différentes situations de changement de pratiques de production basées sur le choix de la technique de travail du sol (un travail du sol simplifié ou un travail conventionnel, labour) et le choix de la rotation (une diversification de cultures ou des rotations courtes). Ainsi 4 situations possibles ont été simulées (cf. tableau 1)

Tableau 1 : Présentation des différentes situations simulées par le modèle bioéconomique

Pratiques agricoles	Diversification des cultures	Rotation courte
Techniques culturales simplifiées (TCS)	Situation 1 (référence) (SC1)	Situation 3 (SC3)
Techniques conventionnelles (Labour)	Situation 2 (SC2)	Situation 4 (SC4)

3.1. les indicateurs économiques

Les résultats économiques (tableau 2) du scénario de référence (TCS + diversification) sont plus avantageux en termes économiques et en termes d'utilisation de l'énergie fossile que ceux du scénario labour + diversification (SC1/SC2). En effet, la variation observée est marquée par une baisse de la marge brute de 1.5% due principalement à l'augmentation des charges liées au travail du sol. Le poste charge en carburants a augmenté de 10% accompagné d'une augmentation quantitative de 30%. Ceci montre à la fois que la technique du labour est très gourmande en carburant et que la diversification des cultures, seule, ne permet pas d'améliorer le niveau de revenu.

Les résultats de la situation 2 (TCS+ rotation courte) montrent une très forte hausse des coûts totaux (17%). Les charges de fertilisants ont augmenté de 6% et celles des carburants ont marqué une plus forte hausse de 26,6%. La marge brute de l'exploitation a marqué une variation négative négligeable et nous pouvons la considérer comme constante.

En ce qui concerne les quantités de ressources énergétiques fossiles utilisées (carburants et fertilisants), l'augmentation est plus marquante. Pour le carburant, les quantités passent de 14003 litres dans le scénario de référence à 17142 litres dans le scénario 3, soit une hausse de 22,4%. Les quantités de fertilisants sont passées de 48 tonnes à 63 tonnes, soit une augmentation de 31%. Cette comparaison montre que, même en adoptant un travail de sol simplifié, les rotations courtes à base de céréales ont des effets très négatifs sur l'utilisation des ressources naturelles.

Les résultats économiques obtenus suite à l'application du scénario labour associé à une rotation courte (SC1/SC4), montre que la marge brute augmente de 7,6%. Cette augmentation est justifiée par le choix des cultures les plus rentables. Ce choix induit également une augmentation des charges totales de l'exploitation de près de 8% et une augmentation des charges de carburants de 22% accompagnée d'une très forte augmentation de la quantité du carburant utilisée (+ 45%).

Les charges de fertilisation présentent une légère réduction de 1%, cependant la quantité de fertilisants utilisée marque une hausse de 5%.

Ces résultats confirment que les techniques conventionnelles utilisées en agriculture sont très gourmandes en facteurs énergétiques et qu'il est nécessaire d'effectuer des changements de pratiques et de technologies afin d'augmenter leur productivité et de réduire les quantités utilisées. Ils confirment également la réalité observée au niveau des exploitations de grandes cultures dans la mesure où les revenus dégagés (+7,6%) justifient la réticence des agriculteurs envers l'adoption d'un travail du sol simplifié, qui est généralement plus difficile à mettre en œuvre étant donné les contraintes agronomiques (maîtrise des adventices) qui l'accompagnent.

Le surplus de revenu observé dans ce scénario « SC4 » par rapport à la référence n'indique pas forcément qu'il est plus productif que le scénario de référence « SC1 ». En effet, l'analyse des productivités moyennes et des productivités des facteurs montre que le scénario de référence est aussi productif que celui du labour. Les deux scénarios présentent une productivité moyenne égale à 1,4 et l'indice de productivité est égal à 1. Cependant, des différences sont observées par rapport à l'utilisation des facteurs. Le scénario de référence présente une productivité au niveau de l'utilisation du carburant égale à 10 contre 8,8 pour le scénario SC4. Ceci indique que le travail du sol simplifié assure une meilleure efficacité d'utilisation du facteur carburant. En revanche, la productivité des fertilisants est légèrement plus élevée pour le scénario labour avec une valeur de 6,9 contre 6,3. Ceci est expliqué par le changement du plan d'assolement où les quantités de fertilisants utilisées précédemment dans les cultures d'orge et d'avoine ont été réattribuées à des cultures plus rentables et, par conséquent, le rapport entre produit et fertilisants est plus élevé dans ce scénario.

Tableau 2 : Résultats économiques

Scénarios	Référence	Labour+ diversification		Rotation Blé/tournesol/Colza		Labour+ rotation courte	
		SC1	SC2	Var. (%)	SC3	Var. (%)	SC4
Marge brute de l'exploitation	144080	141957	-1.5	143712	-0.3	154977	7.6
Charges exploitation (€)	102935	105858	2.8	120473	17.0	111040	7.9
Charges en carburants (€)	14420	15925	10.4	18255	26.6	17604	22.1
Charges de fertilisation (€)	22679	22712	0.1	24029.7	6.0	22446	-1.0
Quantités de carburants (L)	14003	18235	30.2	17142	22.4	20272	44.8
Quantités de fertilisants (T)	47.9	48.1	0.3	63	31.4	50	5.2

Source : résultats des modèles bioéconomiques

3.2. les indicateurs environnementaux

L'examen des résultats environnementaux montre que les techniques du scénario de référence ont permis de réduire certains effets négatifs pour l'environnement et pour la dégradation des ressources naturelles. En effet, ce scénario présente un plus faible niveau de perte en terre pour l'exploitation avec une valeur de 402 tonnes, soit une moyenne de 1,8 tonnes/ha, alors que dans la 2ème situation, le niveau d'érosion passe à 867 tonnes (4 t/ha), soit une augmentation de 115%. Dans la situation 3 l'augmentation est plus faible, elle atteint les 22%. Dans la situation 4 (labour + rotation courte), l'érosion enregistre une très forte augmentation qui passe de 402 à 980 tonnes, soit une hausse de 144% par rapport à la situation de référence. Ces résultats montrent que les pratiques agricoles adoptées par l'agriculteur constituent un moyen efficace pour lutter contre l'érosion. Ils confirment également que la technique du labour peut dégrader la fertilité des sols, en particulier dans des situations de risque érosif important. Sur le long terme, ce phénomène peut devenir une menace pour la productivité globale de l'exploitation puisque les rendements seront de plus en plus affectés par la dégradation de la qualité du sol, ce qui va augmenter nécessairement les quantités des fertilisants utilisés pour remédier à ce problème.

Cependant, l'effet sur les quantités de nitrates lessivés montre une tendance inverse. Cette tendance peut être expliquée par la nature de la variable calculée par le modèle biophysique. En effet, ce dernier considère uniquement les nitrates lessivés, c'est-à-dire susceptibles de passer dans la nappe phréatique et ne peut pas prendre en considération les quantités de nitrates perdues avec l'érosion.

Tableau 3 : Niveaux d'érosion et de nitrates observés

Scénarios	Référence	Labour+ diversification		Rotation Blé/tournesol/Colza		Labour+ rotation courte	
		SC1	SC2	Var. (%)	SC3	Var. (%)	SC4
Erosion totale (en T)	402	867	115.7	489	21.6	980	144
Erosion moyenne (par ha)	1.8	4.0	115.7	2.2	21.6	4.5	144
Nitrates: total lessivé (Kg N)	2299	1490	-35.2	2046	-11.0	9	-30
Nitrates: moyenne/ha (Kg N)	10.5	6.8	-35.2	9.3	-11.0	7.4	-30

Source : résultats des modèles bioéconomiques

3.3. Analyse du temps de travail

Les résultats en termes de temps de travail montrent que la situation de référence présente le volume horaire le plus faible avec une meilleure répartition du temps de travail sur toute la campagne agricole. Ce taux horaire passe de 1283 à 1869 h/an dans la situation 2, soit une

augmentation de 46%. Dans la situation 3, de travail de sol simplifié associé à une rotation courte, cette augmentation passe à 22 % avec un volume horaire de 1568h/an. Dans une situation plus conventionnelle avec labour et rotation courte, le temps de travail total augmente de 31% et passe de 1283 à 1677 h/an. Dans tous les cas, l'augmentation est accompagnée par des pics de travail pendant les principales périodes d'intervention sur les cultures (automne, printemps et été). Ceci dépend également de la nature de l'assolement pratiqué et du niveau de maîtrise des techniques de production.

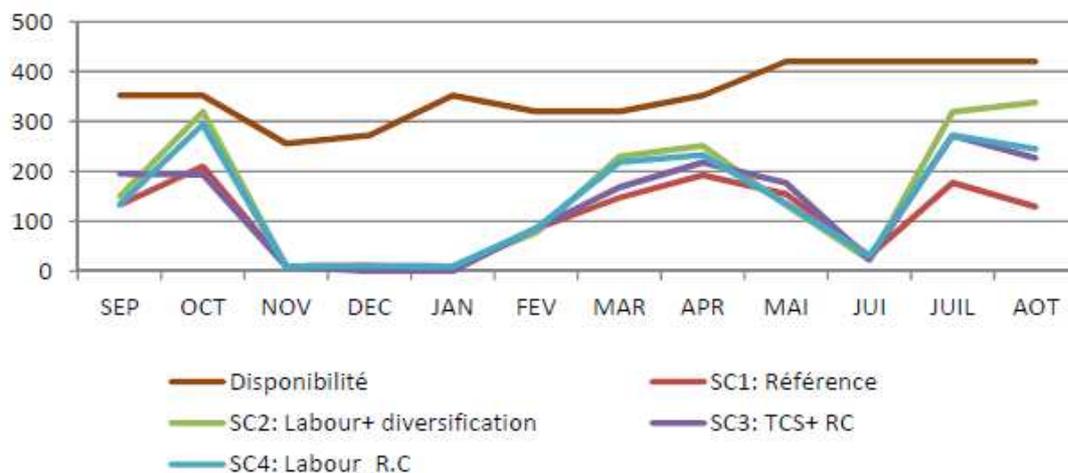


Figure 1 : Répartition du temps de travail

Conclusion

Les résultats obtenus des différentes situations testées par les modèles bioéconomiques nous ont permis de montrer que l'adoption conjointe d'une diversification des cultures et d'un travail du sol simplifié (scénario de référence) assure un revenu très proche de celui d'une exploitation conventionnelle de grandes cultures (scénario 4) et supérieur à ceux des scénarios d'adoption de l'une de ces deux techniques à la fois (Scénario 2 et 3). Elle permet également d'avoir des coûts moins importants que l'ensemble des situations simulées. Cela permet à l'exploitation d'être aussi productive qu'une exploitation avec des techniques culturales conventionnelles.

L'adoption des pratiques agricoles écologiquement intensives peuvent permettre de réduire l'utilisation des ressources énergétiques fossiles, en augmentant leurs productivités, et en améliorant la qualité des sols.

Pour synthétiser l'ensemble des résultats obtenus, le tableau suivant présente les effets des différents scénarios simulés sur les principaux indicateurs analysés.

Tableau 4 : Synthèse des résultats des techniques simulées

	MB	CE	Carburant	Fertilisants	Travail	Erosion	Nitrates
SC1 : TCS+ diversification	++	+	+	+	+	+++	---
SC2 : Labour + diversification	-	-	-	-	-	---	--
SC3 : TCS_B/T/C	+	-	-	--	--	++	--
SC4 : Labour + rotation courte	+++	-	--	--	--	---	-

Source : établi par l'auteur

L'analyse de ces résultats nous a également permis de constater que la diversification des cultures et le travail du sol simplifié sont deux techniques complémentaires et que la mise en place uniquement de l'une d'entre elles ne permet pas une amélioration considérable au plan environnemental et peut avoir dans certains cas une conséquence économique négative. Ainsi, nous pouvons conclure que l'adoption de ces deux pratiques d'agriculture écologiquement intensive ont permis à l'agriculteur de réaliser un meilleur compromis entre l'efficacité environnementale et l'efficacité économique.

Enfin, nous faisons le constat que le contexte économique (variation des prix des produits et des intrants) et politique (changement de la réglementation) peut avoir une influence positive ou négative sur l'efficacité globale de l'exploitation. Ils peuvent favoriser ou contraindre l'adoption des pratiques écologiquement intensives.

Références

Boisson, J. M. 1984. Formation et signification du prix de l'eau. *Revue d'Économie Méridionale*, n° 125-126, pp. 43-52

De Laune, P.B., Sij, J.W.2012. Impact of tillage on runoff in long term no-till wheat systems. *Soil and Tillage Research*, n°124, pp.32-35.

Ghali, M., Daniel, K., Colson, F. Sorin, S. 2014. L'agriculture écologiquement intensive: Une approche économique. *Economie Rurale*. A paraître

Griffon, M. 2007. *Pour des agricultures écologiquement intensives : des territoires à haute valeur environnementale et de nouvelles politiques agricoles*. Groupe ESA. Angers. Les leçons inaugurales. Décembre. 73p.

Taylor, M.L., Richard, M.A., Stanley, F.M. 1992. Farm-Level Response to Agricultural Effluent Control Strategies: The Case of the Willamette Valley. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, vol. 17, n°1, pp. 173-185

Le rôle indicateur des micro-habitats d'arbre et leurs implications dans la gestion écologique des forêts

Baptiste Regnery¹, Denis Couvet¹, Loren Kubarek², Jean-François Julien¹, Olivier Ferreira³, Emmanuel Cosson⁴, Jérôme Guyot³, Christian Kerbiriou¹

¹MNHN, regnery@mnhn.fr, couvet@mnhn.fr, jfjulien@mnhn.fr, kerbiriou@mnhn.fr,

²TEREO, loren.kubarek@orange.fr,

³ONF, olivier.ferreira@onf.fr, jerome.guyot@onf.fr,

⁴GCP, emmanuel.cosson@gcprovence.org

Contexte

Depuis 2007, la gestion forestière française doit faire face à une double demande : produire plus de bois tout en préservant mieux la biodiversité. Cette double exigence représente un défi, tant dans le développement des pratiques de gestion sylvicole, que dans la recherche d'indicateurs de biodiversité permettant d'évaluer ces pratiques.

A l'heure actuelle, il existe de nombreux "indicateurs de pression" fondés sur des caractéristiques de peuplement (e.g., indicateurs de gestion durable définis dans le cadre des Conférences ministérielles pour la protection des forêts en Europe (CMPFE)). Cependant, bien que ces indicateurs permettent de renseigner efficacement des changements de pratiques de gestion, ils sont souvent difficiles à relier à l'état de la biodiversité (e.g., Levrel, 2007 ; Gosselin & Gosselin, 2008). Ainsi, un enjeu majeur pour développer des pratiques de gestion basées sur une intensification écologique est de proposer aux acteurs du territoire des indicateurs de biodiversité permettant d'évaluer à la fois i) les pressions de la gestion sylvicole sur la biodiversité et ii) l'état de la biodiversité.

Dans ce contexte, nous nous sommes intéressés au possible rôle indicateur des micro-habitats d'arbre pour la biodiversité (ci-après "micro-habitats"). Les micro-habitats correspondent à des habitats de petite taille qui se développent sur les arbres vivants ou morts (e.g., bois mort sur pied, cavités d'arbres, décollements d'écorces ; Vuidot et al., 2011). Les micro-habitats sont simples à mesurer, compréhensibles, utilisables par tous les acteurs, mais les liens avec la biodiversité restent mal connus pour de nombreuses espèces et communautés d'espèces (e.g., Winter & Möller, 2008 ; Vuidot et al., 2011).

Dans cet article, nous présentons des résultats obtenus en région Provence-Alpes-Côte-D'azur sur la relation entre la distribution des micro-habitats dans les peuplements forestiers et les populations et communautés d'oiseaux ou de chiroptères. Puis, nous tentons de montrer comment les micro-habitats pourraient être utilisés dans le développement de pratiques de gestion sylvicole basées sur une intensification écologique.

Matériel & Méthodes

Un protocole d'inventaire des micro-habitats d'arbre a été développé par E. Cosson (Groupe Chiroptères de Provence) et O. Ferreira (Office National des Forêts) (ONF, 2009). Le protocole permet de recenser les 10 principaux types de micro-habitat rencontrés en forêt : le bois mort sur pied, le bois mort au sol, les loges de pics, les cavités de *Cerambyx*, les autres cavités (cavités basses, intermédiaires, et hautes), les

décollements d'écorces et fissurations, les champignons, et le lierre. Le protocole permet également de caractériser les arbres porteurs de micro-habitats en recensant l'abondance de chaque type de micro-habitat (coefficients généralement de 1 à 3 ; ONF, 2009), ainsi que l'espèce d'arbre, le diamètre de l'arbre, et sa vitalité.

Nous avons appliqué le protocole sur trois massifs forestiers dominés par le chêne vert et le chêne pubescent en région Provence-Alpes-Côte-D'azur. Ces massifs sont localisés à Saint-Paul-lès-Durance (1415 ha), Ribiers (126 ha), et Saint-Vincent-sur-Jabron (90 ha) (Fig. 1). Puis, nous avons complété l'inventaire des micro-habitats par des relevés d'autres caractéristiques de peuplement. Pour cela, nous avons mesuré 8 variables : surface terrière, densité de tiges, volume de bois mort, hauteur de peuplement, distribution des classes de diamètres, temps depuis la dernière coupe, nombre d'habitats, distance à la route. Ces variables ont été mesurées dans 59 plots de 100 m de rayon répartis au sein des trois massifs (nombre de plots : Saint-Paul-lès-Durance = 42, Ribiers = 10, Saint-Vincent-sur-Jabron = 7). La distribution des plots a été définie selon un échantillonnage aléatoire stratifié permettant d'obtenir un gradient de densité d'arbres porteurs de micro-habitats (Fig. 1).

Enfin, nous avons complété les variables de micro-habitat et de peuplement par des inventaires quantitatifs des oiseaux et chiroptères. Au centre de chaque plot, nous avons effectué deux passages d'inventaire des oiseaux en période de reproduction (2 x 15 min ; premier passage entre le 5 et 15 avril 2011; deuxième passage entre le 31 mai et le 13 juin 2011). Nous avons également effectué deux passages d'inventaire des chiroptères par l'enregistrement d'ultrasons à des périodes de pics d'activités (mises bas/allaitements et activités automnales précédant l'hibernation) (2 x 30 min ; 9-22 juin 2011 ; 21-29 septembre 2011).

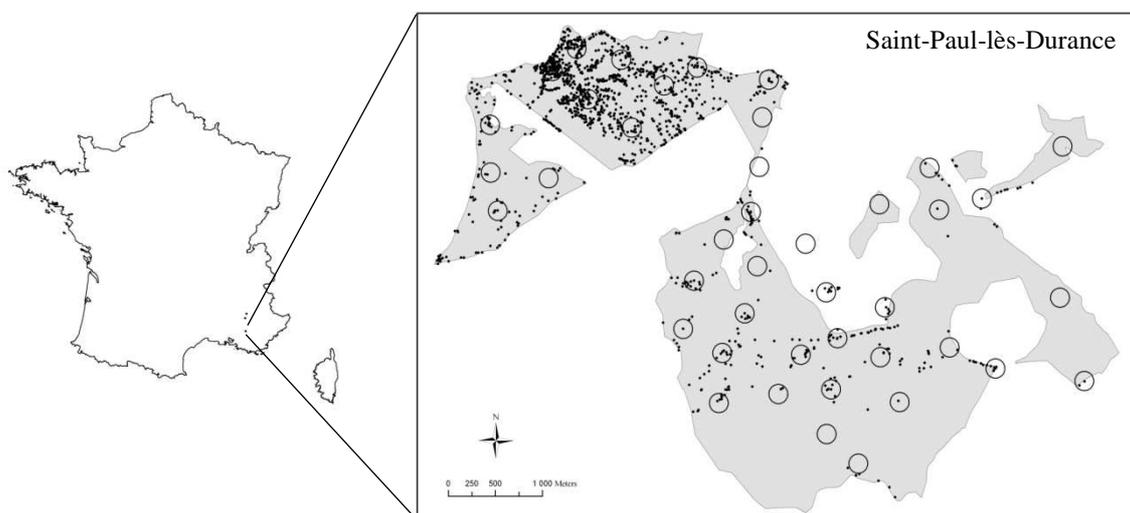


Figure 1. Localisation des sites d'étude et plan d'échantillonnage. L'encadré présente le plan d'échantillonnage sur le site de Saint-Paul-lès-Durance avec les plots (cercles) et les arbres porteurs de micro-habitats (points).

Résultats

- Liens entre les micro-habitats et les oiseaux

A l'échelle des espèces, nous avons considéré les abondances de 22 espèces (espèces présentes sur au moins 10 plots). Parmi ces 22 espèces, 10 d'entre elles sont corrélées à des variations de densité ou de diversité des micro-habitats, dont 8 sont positivement corrélées à la diversité des micro-habitats : la Mésange charbonnière (*Parus major*), la Mésange bleue (*Cyanistes caeruleus*), le Grimpereau des jardins (*Certhia brachydactyla*), la Sittelle torchepot (*Sitta europaea*), la Mésange huppée (*Lophophanes cristatus*), le Roitelet triple-bandeau (*Regulus ignicapilla*), le Pic épeiche (*Dendrocopos major*), et le Pic vert (*Picus viridis*). A l'échelle des communautés, nous avons pu montrer une relation positive entre la diversité des micro-habitats et cinq métriques taxonomiques et fonctionnelles (Fig. 2).

- Liens entre les micro-habitats et les chiroptères

A l'échelle des espèces, nous avons considéré les densités d'activité de 5 espèces (espèces présentes sur au moins 10 plots). Parmi ces espèces, 2 espèces sont positivement corrélées avec la diversité des micro-habitats (la Pipistrelle de nathusius (*Pipistrellus nathusii*) et la Pipistrelle commune (*Pipistrellus pipistrellus*) – la Pipistrelle commune est également positivement corrélée à la densité de cavité de *Cerambyx* et la densité de bois mort sur pied). A l'échelle des communautés, la richesse spécifique des chiroptères est positivement corrélée avec plusieurs micro-habitats dont la diversité des micro-habitats, et la diversité spécifique est positivement corrélée avec la densité de cavités de *Cerambyx*.

a) oiseaux

Métrique	Micro-hab.	Effet
Richesse spécifique	Div. micro-hab.	↗
Diversité spécifique	Div. micro-hab.	↗
Proportion d'espèces cavicoles	Div. micro-hab.	↗
Indice de spécialisation à l'habitat forestier	Div. micro-hab.	↗
Indice trophique des communautés	Div. micro-hab.	↗

b) chiroptères

Métrique	Micro-hab.	Effet
Richesse spécifique	Div. micro-hab./Arbres porteurs/Total micro-hab./Cav. Cerambyx/Bois mort sur pied/Champi.	↗
Diversité spécifique	Cavités de Cerambyx	↗

Figure 2. Liens entre les métriques de communautés et les micro-habitats en fonction des groupes taxonomiques : a) oiseaux, b) chiroptères. Les résultats sont basés sur des sélections de modèles (sélection sur la base des AIC issus de modèles linéaires généralisés – Regnery et al., 2013a). La diversité des micro-habitats est calculée à partir de l'indice de Shannon basé sur les densités de chaque type de micro-habitat par peuplement. Abréviations : Div. Micro-hab. = Diversité des micro-habitats ; Total micro-hab. = Densité totale de micro-habitat ; Cav. Cerambyx = Cavités de Cerambyx ; Champi. = Champignons.

- Rôle indicateur des micro-habitats

Nous avons ensuite comparé les résultats obtenus des corrélations entre les micro-habitats et la biodiversité avec les résultats des corrélations entre les variables de peuplement et la

biodiversité. Les micro-habitats expliquent généralement mieux les variations de biodiversité que les autres variables de peuplement (70 % des résultats significatifs montrent que les micro-habitats sont de meilleurs indicateurs). Parmi les corrélations significatives entre les micro-habitats et la biodiversité, la diversité des micro-habitats est souvent la variable la plus explicative (dans 74 % des cas). Il est intéressant de remarquer que la diversité des micro-habitats semble également jouer un rôle important pour les espèces en apparence spécialisée sur certains micro-habitats durant leur cycle de vie. Par exemple, nous avons pu montrer que la diversité des micro-habitats expliquait mieux les abondances d'oiseaux cavicoles que la densité des différents types de cavité dans les peuplements.

- Temps depuis la dernière coupe

Nous avons pu montrer que la diversité des micro-habitats était positivement corrélée au temps depuis la dernière coupe. Nous avons obtenu les valeurs de diversité suivantes (valeurs brutes) : 0-30 ans depuis la dernière coupe = 0,63 (\pm 0,16); 30-60 ans = 1,44 (\pm 0,19); 60-90 ans = 1,43 (\pm 0,19); 60-90 ans = 1,61 (\pm 0,11).

Discussion : quelle place pour les micro-habitats dans le développement d'une intensification écologique ?

Les micro-habitats sont sensibles aux pratiques de gestion sylvicole mais les liens entre les micro-habitats et la biodiversité restaient mal connus pour de nombreuses espèces et communautés d'espèces. Dans cet article, nous avons pu mettre en lumière des relations significatives entre la distribution des micro-habitats dans un peuplement et les populations et communautés d'oiseaux et chiroptères. A l'avenir, il serait intéressant d'étendre ces travaux à d'autres taxons et d'autres contextes biogéographiques afin d'affiner le rôle indicateur des micro-habitats. Cependant, nos résultats suggèrent déjà que les micro-habitats pourraient être utilisés comme des indicateurs indirects de biodiversité, en particulier la diversité des micro-habitats qui pourraient fournir une mesure approximative des niches écologiques. Nous allons maintenant proposer les manières d'utiliser cet indicateur pour tenter de répondre à la double demande de production et de maintien de la biodiversité.

A l'échelle de l'arbre, plusieurs travaux récents ont montré que les micro-habitats étaient sensibles à trois paramètres principaux (Michel & Winter, 2008 ; ONF, 2010 ; Vuidot et al., 2011 ; Larrieu et al., 2012 ; Regnery et al., 2013b) : la vitalité (les arbres morts portent une plus grande richesse de micro-habitats que les arbres vivants), le diamètre (plus les arbres sont larges plus ils portent de micro-habitats), et l'espèce (les arbres feuillus montrent une richesse de micro-habitats supérieure aux conifères). Une manière d'optimiser la préservation de la biodiversité pourrait être de maintenir en priorité les arbres possédant ces caractéristiques (e.g., arbres morts, arbres de fort diamètre). Une autre possibilité pourrait être d'intégrer le critère "micro-habitats" dans le choix des essences de production (e.g., en contexte méditerranéen, le chêne vert - une espèce typiquement méditerranéenne, est particulièrement riche en micro-habitats en comparaison d'autres espèces ; Regnery et al., 2013b).

A l'échelle des peuplements, nos résultats montrent que la diversité des micro-habitats est un paramètre important pour les oiseaux et les chiroptères. La diversité des micro-habitats garantit la multifonctionnalité des habitats pour de nombreuses espèces (sites de repos, de nourriture, de reproduction) et pourrait jouer un rôle trophique important (e.g., effet positif sur la richesse des oiseaux et chiroptères, effet positif sur l'indice trophique chez les oiseaux – Fig. 2). Par ailleurs, nous montrons que le temps depuis la dernière coupe est un facteur

important pour favoriser la diversité des micro-habitats. Ainsi, une manière de favoriser la diversité des micro-habitats au sein des peuplements gérés pourrait être d'ajuster les durées de rotation entre deux périodes de coupe en vue de maintenir une combinaison suffisante de micro-habitats. En outre, d'autres facteurs (non étudiés ici) pourraient influencer la diversité des micro-habitats au sein des peuplements, tels que le système de gestion (e.g., taillis, taillis sous futaie, futaie), la composition d'espèces d'arbre, ou encore la dynamique des populations d'espèces créatrices de micro-habitats (e.g., *Cerambyx sp*, pics, champignons et insectes saproxylophages).

A l'échelle des massifs, il est possible de concilier la production de bois et la préservation de la biodiversité en planifiant les modalités de gestion qui permettraient de maintenir en permanence une diversité de micro-habitats. Par exemple, en synchronisant dans l'espace et dans le temps les périodes de coupes et de vieillissement, de telle manière que la disparition de micro-habitats à un endroit donné ne menace pas la dynamique globale des espèces associées.

Références

- Gosselin, F., Gosselin, G., 2008. Pour une amélioration des indicateurs et suivis de biodiversité forestière. *Ingénieries* n°55-56, 113-120.
- Levrel, H., 2007. Quels indicateurs pour la gestion de la biodiversité? *Les Cahiers de l'IFB*. <http://www.fondationbiodiversite.fr>.
- Michel, A.K., Winter, S., 2009. Tree microhabitat structures as indicators of biodiversity in Douglas-fir forests of different stand ages and management histories in the Pacific Northwest, U.S.A. *Forest Ecology and Management* 257, 1453–1464.
- ONF (Office National des Forêts), 2009. Recensement des Arbres Réservoirs de Biodiversité sur 1200 ha autour du site ITER (13 & 83).
- ONF, 2010. Les arbres à conserver pour la biodiversité. Comment les identifier et les désigner ? *Fiches techniques – Biodiversité* n°3.
- Regnery, C., Couvet, D., Kubarek, L., Julien, J.F., Kerbiriou, C., 2013a. Tree microhabitats as indicators of bird and bat communities in Mediterranean forests. *Ecological Indicators* 34, 221-230.
- Regnery, B., Paillet, Y., Couvet, D., Kerbiriou, C., 2013b. Which factors influence the occurrence and density of tree microhabitats in Mediterranean oak forests? *Forest Ecology & Management* 295, 118-125.
- Vuidot, A., Paillet, Y., Archaux, F., Gosselin, F., 2011. Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. *Biological Conservation* 144, 441–450.
- Winter, S., Möller, G.C., 2008. Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management* 255, 1251–1261.

La gestion adaptative au service d'une intensification écologique des écosystèmes forestiers ? Discussion à partir des résultats du « jeu de territoire Vercors »

Armelle Caron, Philippe Chambon, Sylvie Lardon, Monique Bouchaud

UMR Métafort, Clermont-Ferrand, armelle.caron@agroparistech.fr,
philippe.chambon@agroparistech.fr, sylvie.lardon@agroparistech.fr,
monique.bouchaud@irstea.fr

Objectif et originalité

La gestion adaptative des écosystèmes a émergé dans les années 70 comme une réponse scientifique à visée opérationnelle reposant sur une approche intégrée et multidisciplinaire afin de répondre aux enjeux de complexité et d'incertitude qui caractérisent la gestion des socio-écosystèmes (Berkes et Folke, 1998). Elle confère un rôle clé à la notion d'apprentissage collectifs et aux processus collaboratifs ou participatifs (Armitage et al., 2009). Elle repose sur le principe d'un processus d'amélioration des pratiques et des politiques de gestion fondée sur l'observation des résultats des pratiques et des stratégies ayant préalablement été mises en œuvre et met l'accent sur les innovations institutionnelles favorisant les dynamiques d'apprentissages collectifs (Pahl Wostl et al., 2007 ; Pahl-Wostl, 2009). L'intensification écologique de la gestion des écosystèmes concerne différents acteurs des territoires et invite à une meilleure articulation des connaissances scientifiques et des savoirs profanes (Goulet, 2012). Dans le but d'initier une dynamique d'apprentissage collectif et de favoriser l'hybridation de ces différentes catégories de connaissances et de savoirs, la méthode du « jeu de territoire » (Lardon *et al.*, 2007) a été adaptée aux objectifs du projet de recherche FORGECO. Des ateliers participatifs ont réuni des acteurs locaux et des chercheurs, avec la Communauté de Communes du Massif du Vercors. L'objectif recherché était de faciliter le double apprentissage croisé des acteurs et des chercheurs, en mettant à disposition des acteurs les connaissances produites par les chercheurs des sciences biotechniques pour enrichir la construction d'une vision partagée du territoire et, réciproquement, pour intégrer les savoirs et les connaissances exprimés par les acteurs dans les modèles produits par les chercheurs, en vue de faciliter une mise en œuvre effective des objectifs d'intensification écologique de la gestion forestière introduits dans la politique forestière depuis le Grenelle de l'environnement.

Ce dispositif participatif a vocation à pouvoir être transposé dans d'autres territoires forestiers. Il sera également mobilisé dans le courant de l'automne prochain pour une expérimentation menée à l'échelle régionale dans le but de favoriser les dynamiques collaboratives et d'apprentissage entre les différents niveaux de décision et d'action en interaction (interactions verticales) dans la gouvernance des écosystèmes forestiers (Pahl-Wostl, 2009 ; Tremmer and al., 2010 ; Armitage and al., 2009).

Méthode

Résultats d'une revue de la littérature capitalisant les enseignements des retours d'expériences de mises en œuvre d'une gestion intégrée, adaptative ou de co-management des écosystèmes (en particuliers forestiers). Identification des facteurs de réussite et des freins (en particulier d'ordres institutionnels et culturels), du rôle clé des dynamiques d'apprentissage collectif et des conditions et moyens de leur mise en œuvre pour accroître la capacité d'adaptation en vue

de répondre aux enjeux de la complexité et de l'incertitude qui caractérisent la gestion des socio-écosystèmes.

Présentation du contexte de l'expérimentation (le territoire de la communauté de commune du massif du Vercors –département de l'Isère- et le contexte régional), de son déroulement (mise en œuvre du « jeu de territoire », dispositif participatif à l'échelle locale et à l'échelle régionale) et des résultats obtenus. L'accent sera mis sur les dynamiques d'apprentissages collectifs horizontales et verticales (entre acteurs, entre acteurs et chercheurs, entre chercheurs) qui apparaissent comme des éléments clés dans les processus de changement nécessaires pour favoriser la transition vers une intensification écologique de la gestion des écosystèmes forestiers.

Résultats

Analyses des dynamiques d'apprentissage collectif obtenues à travers la mise en œuvre du dispositif participatif, et recherchées dans le cadre d'une gestion adaptative visant à favoriser la mise en œuvre d'une intensification écologique de la gestion des écosystèmes forestiers. Analyse réflexive des changements induits par cette expérimentation (perspective de changement dans les pratiques des chercheurs et impacts sur la gouvernance locale – nouvelle charte forestière de territoire- et régionale) et de ses limites. Questionnement sur les conditions de la reproductibilité de ces résultats en particulier dans un contexte opérationnel sans soutien d'un programme de recherche.

Références

Armitage D.R., R. Plummer, F. Berkes, R.I. Arthur, A.T. Charles, I.J. Davidson-Hunt, A.P. Diduck, N.C. Doubledy, D.S. Johnson, M. Marschke, P. McConney, E.W. Pinkerton, E.K. Wollenberg, 2009, Adaptive co-management for social-ecological complexity. *Frontiers in Ecology and Environment*, 7(2), pp :95-102.

Berkes F. and C. Folke, 1998, « Linking social and ecological systems for resilience and sustainability », in, Berkes F. and C. Folke, (eds), *Linking social and ecological systems :management practices and mechanisms for building resilience*, Cambridge University Press, New York, USA.

Cash D. W., Adger W. N., Berkes F., Garden P., Lebel L., Olsson P., Pritchard L., Young O., 2006, Scale and Cross-Scale Dynamics : Governance and Information in a Multilevel World, *Ecology and Society*, 11 (2) :8.

Cordonnier T. et F. Gosselin, 2009, « La gestion forestière adaptative : intégrer l'acquisition de connaissance parmi les objectifs de gestion », *Revue Forestière Française*, LXI (2), pp. 131-144.

Goulet F, 2012, La notion d'intensification écologique et son succès auprès d'un certain monde agricole français, une radiographie critique. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, n°12, Décembre, pp.19-29.

Lardon S., Moquay P., Poss Y., 2007. Développement territorial et diagnostic prospectif. Réflexions autour du viaduc de Millau. Paris, Editions de l'Aube, 377p.

Pahl-Wostl, 2009. « A conceptual framework for analysing adaptative capacity and multi-level learning process in resource governance regime », *Global Environmental Change*, 19, pp 354-365.

Pahl-Wostl, C., M. Craps, A. R. P. J. Dewulf, E. Mostert, D. Tabara, and T. Taillieu. 2007. Social learning and water resources management. *Ecology and Society* 12:5. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss2/art5/>.

Tremer C. J. A. M., Dewulf A., Lieshout van M., 2010, “Disentangling Scale Approaches in Governance Research : Comparing Monocentric, Multilevel, and Adaptative Governance”, *Ecology and Society*, 15 (4):29. [online]

Intensification écologique et gestion de l'information : le défi de l'action mesurée.

Christophe Chauvin

Irstea Grenoble, christophe.chauvin@irstea.fr

L'expression paradoxale "intensification écologique" porte l'idée d'une gestion économe, pilotant à coût minimal les mécanismes naturels plutôt que de chercher à les contrecarrer. La connaissance des mécanismes naturels est donc essentielle dans une telle stratégie, mais aussi celle des services attendus de la forêt par ses différents bénéficiaires : il s'agit d'ajuster entre elles les offres de la nature et les demandes de la société. Ces connaissances, qu'elles soient pratiques, techniques, savantes, profanes, sociales ou politiques, sont à associer entre elles dans le cycle de l'action, pour permettre globalement une gestion non seulement "intensive en matière grise", mais aussi intensive en relations entre acteurs : c'est à dire une gestion en intelligence collective, qui puisse être écologiquement durable et socialement acceptable. La gestion de l'information devient alors gouvernance.

Nous intéressant conjointement aux écosystèmes et aux acteurs, nous abordons la question de l'économie de l'information à partir du concept de boucle d'apprentissage. Nous évaluons dans le cas du site du Vercors du projet FORGECO les diverse boucles de d'apprentissage en fonctionnement: suivis de gestion (coupes, peuplements), réseaux de placettes (IFN, DSF), essais de terrain, parcelles de référence ou de démonstration et d'échange (notamment martèloscope), suivis scientifiques plus ou moins systématiques ou ciblés (RENECOFOR-ICP), expérimentations scientifiques (dont zone atelier Alpes), politique forestière du PNR, charte forestière.

L'analyse de l'articulation de ces boucles entre elles nous permet ensuite, en interaction avec les acteurs, d'identifier les lieux et les besoins d'échange. Nous étudions enfin comment le développement d'une charte forestière, et celui du projet FORGECO, ont pu contribuer à développer le fonctionnement des boucles et leur interconnexion, et en tirons des propositions pour améliorer la gouvernance et la gestion des forêts dans le territoire du Vercors et dans la région Rhône-Alpes.

Croiser regards sur forêt et agriculture : des questions pour la recherche

Contribution écrite ²

Yves POSS, Ingénieur général honoraire des ponts, des eaux et des forêts, AgroParisTech

Patrice CAYRE, Sociologue, AgroParisTech

Émilie JAMET, Ingénieure d'études, AgroParisTech

...son ardeur assidue à courtiser la Terre

R. Tagore, repris par R. Dubos

La Nature comme modèle

CIRAD, 2010

Imiter la nature, hâter son œuvre

Parade et Lorentz

Introduction

Quelle anticipation des enjeux de la forêt et de l'agriculture ?

Dans les proches décennies, la croissance de la population, l'épuisement des ressources fossiles, le changement climatique seront parmi les principaux enjeux auxquels sera confrontée notre planète. En France métropolitaine, pour répondre à ces enjeux, on assiste à une demande accrue pour les productions des espaces fonciers non bâtis. Dans le même temps, les techniques, les pratiques des agriculteurs pour répondre à ces défis sont suivies par les chercheurs et soumises au débat public. Parmi les solutions proposées, « l'intensification écologique » (Griffon M., 2013) bénéficie d'une situation privilégiée, tant par l'importance des programmes de recherche qui la préparent que par les soutiens publics dont elle bénéficie. Si cette anticipation fait l'objet de nombreux travaux et expériences dans le champ de l'agriculture, si elle donne lieu à de nombreux débats autour d'un nouveau « référentiel agricole », constatons que cette anticipation est moins évidente pour les activités forestières. Nous proposons de mieux comprendre à partir d'une « discussion » entre agriculture et forêt, sur quelques situations significatives, en quoi les situations entre les secteurs agricole et forestier peuvent apparaître aussi contrastées : une telle comparaison paraît susceptible de renouveler notre regard sur la possible adoption des principes de l'intensification écologique dans le domaine forestier.

L'intensification écologique, une piste de développement ?

L'intensification écologique, c'est concevoir des systèmes de production plus productifs, durables, économes en intrants et moins nocifs pour l'environnement. C'est comprendre le fonctionnement de la nature pour exploiter ses ressources sans la détruire, c'est produire plus et rompre avec les pratiques fondées sur l'utilisation excessive et massive de pesticides, d'engrais chimiques, d'eau et d'énergie fossile. C'est aussi créer des variétés mieux adaptées à leur milieu, inventer de nouvelles techniques de lutte contre les maladies et les ravageurs. C'est renouveler les dispositifs de terrain avec l'ensemble des acteurs concernés, mieux valoriser la biodiversité, prendre en compte la qualité des produits, les services écologiques, la valeur ajoutée des coproduits et les attentes du marché. C'est évaluer les effets à long terme sur les évolutions biologiques, économiques et territoriales. C'est tenir compte des formes d'organisation de la production et des politiques et services publics et privés d'appui, afin de renforcer la flexibilité et l'adaptabilité des systèmes de production et d'accompagner le processus d'innovation (CIRAD, 2013).

Partant de cette définition générale, nous proposons par une entrée technique et sociale de mettre en regard les manières dont les deux secteurs s'engagent - ou non - autour d'une telle définition.

² La contribution orale, filmée, a été réalisée avec l'appui de Philippe Chambon, Ingénieur de Recherche AgroParisTech

1. Intensification écologique, quelles pistes techniques ?

Bien que l'agriculture soit considérée à juste titre comme une activité « ancienne », elle ne s'est professionnalisée réellement en France qu'à partir des années 60 et de la période de modernisation. Le développement de l'agronomie, devenue science « légitime » d'une profession agricole a permis d'améliorer les niveaux de production bien au delà de l'autonomie alimentaire à laquelle elle cherchait à répondre à cette époque. Mais dans le même temps, elle a artificialisé les espaces sur lesquels elle travaillait, modifié les paysages et induit un ensemble d'aménités négatives, plus particulièrement sur l'environnement. Longtemps considérée comme la dernière passerelle entre la nature et nos sociétés de plus en plus urbaines et détachées de son environnement, l'agriculture a peu à peu perdu ce statut. Comment l'agriculture peut-elle le retrouver ? Aujourd'hui « on » nous parle d'un retour à l'agronomie. Mais s'agit-il d'un retour en arrière ? Gageons que l'émergence d'un nouvel ordre comme celui de l'agro écologie traduit alors, non pas un retour vers le passé, mais bien une nouvelle agronomie, susceptible de renouer le lien distendu entre agriculture et environnement.

A contrario de l'agriculture, la forêt est encore très largement considérée comme un espace de nature. L'exploitation forestière relèverait ainsi plutôt de la cueillette que de la récolte, avec peu d'intrants. C'est bien pour signifier leur situation particulière dans le secteur forestier que les Gascons présentent le massif landais comme de « la forêt cultivée » (Martres J.-L., 2003). Comment le secteur forestier doit-il réagir si la pression des besoins en bois grandissait, alors que la production actuelle ne satisfait qu'à peine aux besoins nationaux, et qu'est annoncée, avec l'utilisation croissante du bois énergie, l'obligation d'importations à partir de pays dits émergents, au risque de les priver d'une ressource dont ils ont aussi l'usage ? Comment éviter les importations de bois qui contribuent à la dégradation accélérée des vastes forêts tropicales ou boréales ? Répondre à de tels enjeux suppose alors la mise en place en France d'une sylviculture plus « intensive ». Mais une telle sylviculture de « forêt productive » (Léonard J.-P., 2003) peut-elle être adoptée par tous les propriétaires, publics ou privés et par la société ? Si une telle perspective de gestion peut permettre de répondre à un intérêt collectif, peut-elle pour autant être généralisée ?

a. Du côté de la génétique

La génétique forestière a permis les remarquables performances de production de la « forêt cultivée » d'Aquitaine, ou dans les plantations clonales d'eucalyptus. Elle a aussi permis de détecter des écotypes particuliers, comme ces chênes paradoxaux dont la texture du bois est un invariant (Polge H., 1984). Que ce soit pour la qualité, la rapidité de croissance, l'adaptation aux diverses conditions stationnelles, des réponses ont été apportées, ouvrant ainsi le choix du potentiel génétique qui répond le mieux aux demandes du propriétaire et de la société, pour la station où il sera planté. Ces résultats ne mériteraient-ils pas une plus grande attention, ne serait-ce que pour préparer notre patrimoine boisé aux exigences à venir ?

Pour l'agriculture, si la sélection massale a longtemps été une manière d'accroître les rendements et d'adapter les phénotypes aux conditions bio-géo-climatiques et techniques des systèmes d'exploitation, la « génétique » fait aujourd'hui débat. Les organismes génétiquement modifiés (OGM), en particulier, sont l'objet de controverses multiples. Les uns considèrent que c'est une voie pour améliorer les rendements afin de répondre aux exigences croissantes de production alimentaire, quand dans le même temps d'autres récusent une telle orientation au regard des risques encourus et du principe de précaution, en accusant les grands groupes de semenciers et de produits phytosanitaires de défendre leurs intérêts économiques au détriment de ceux de la population. Pour ces opposants, il ne s'agit pas de produire plus mais mieux; il ne s'agit pas de « nourrir la planète », mais de réinscrire l'agriculture dans une économie circulaire dont les retombées et les échanges se font d'abord à l'échelle locale.

b. Du côté des potentialités des sols

Dans une perspective agro écologique et d'intensification écologique, la question de la gestion du sol comme système vivant est au cœur du débat. Celui-ci émerge dans un contexte où se multiplient les

injonctions et les normes institutionnelles visant à réduire l'usage des intrants. De plus, la raréfaction de certaines sources pour les amendements et engrais (phosphore notamment) et les problèmes d'érosion dans certaines régions invitent la profession agricole et son encadrement à reconsidérer le potentiel « écosystémique » du sol. La mise en place d'intercultures et le développement de système sans labour traduisent une telle tendance.

Dans le secteur forestier, la question du sol est d'une toute autre nature, les cycle de rotation ne conduisant jamais à sa disparition, pour le moins en France. La question de l'altération des sols et de maintien de leur fertilité est une question qui n'intervient qu'au moment de l'exploitation. Dans ces chantiers, le sol devrait faire l'objet d'une attention particulière, évitant, tout autant que faire se peut, le tassement ou l'érosion. Le problème du sol en forêt tient aussi d'une certaine inadéquation entre les essences objectifs et les potentialités forestières. Quand ils sont les résultats de gestion discutable, comme les taillis des charbonniers et du début de l'industrie, ou des accrues du dernier siècle, bien des massifs n'ont pas une composition en essences arborées bien adaptée à leurs stations forestières. Pour que s'expriment mieux ces potentialités du sol, et au moment où, de plus, le changement climatique peut appeler à des précautions nouvelles, ne faudrait-il pas être plus ouvert au remplacement par des espèces, des écotypes ou des provenances, qui correspondent mieux aux divers milieux de nos massifs ? Le diagnostic pédologique deviendrait ainsi primordial, précédant, au rebours de ce qui peut se faire aujourd'hui, l'analyse des peuplements.

Au terme de cette première partie, il nous faut retenir que les secteurs agricole et forestier de production ne sont pas confrontés aux mêmes enjeux en matière d'intensification écologique. Si du côté de l'agriculture, celle-ci suppose de revenir à une certaine forme de désintensification de la production, du côté de la forêt, il s'agirait d'abord de sortir d'un modèle de cueillette et de s'attacher à tirer le meilleur parti des conditions naturelles. Alors même que les deux secteurs parfois se confondent dans les reproches qui peuvent leur être adressés au regard d'exigences environnementales, l'idée d'intensification écologique selon le secteur peut prendre des accents parfois assez contradictoires.

2. Intensification écologique de la forêt, quels jeux d'acteurs pour sa mise en œuvre ?

Les activités qui relèvent de l'agriculture et de la forêt sont, dans une perspective d'intensification écologique, confrontées aux mêmes contraintes d'anticipation du changement climatique. De ce point de vue, de fortes incertitudes subsistent. Cela suppose qu'en forêt, comme dans le secteur agricole, se développent de nouvelles connaissances. Toutefois celles-ci ne tiennent pas seulement de l'activité scientifique de la recherche. Elles se construisent également dans l'expérience des acteurs et praticiens qui expérimentent les pistes d'une « intensification écologique » (Griffon M., ib.). L'enjeu pour la forêt comme pour l'agriculture est alors de confronter et d'associer ces différentes formes de connaissances pour les faire évoluer. Comme elles sont détenues par des acteurs distincts, cela suppose l'existence d'espace d'échanges et de travail où de tels acteurs peuvent se croiser. Cela suppose également le transfert de ces connaissances produites. Les systèmes sociaux d'accompagnement (développement, conseil et formation) sont confrontés au devoir d'assurer un transfert de connaissances alors que concomitamment celles-ci sont en train « de se faire ».

a. Des espaces d'échanges entre recherche et praticiens pour produire de la connaissance

De nombreux cercles existent, dans les différents secteurs agricoles, où se rencontrent les chercheurs, en particulier de l'INRA, les organismes de conseil (Chambre d'agriculture, entre autres) et des praticiens. Des programmes comme ceux financés par le Casdar, les Réseaux mixtes technologiques, les programmes PSDR etc. sont autant d'espaces dédiés à de telles rencontres. La connaissance qui circule dans ces lieux s'enrichit et se transforme en confrontant les résultats de la recherche avec l'expérience quotidienne vécue par les professionnels.

Pour le domaine forestier, un espace de discussion analogue existe avec le réseau AFORCE, avec une finalité voisine... hormis que la nature des débats, compte tenu de ce qui précède, est différente, notamment autour de l'articulation entre les exigences environnementales et les objectifs de production.

b. Quelles intermédiations entre les différents acteurs ?

Si la production de la connaissance est essentielle, son transfert l'est tout autant. Or il ne s'agit plus de diffuser de la connaissance, celle-ci étant en train de se construire en de multiples lieux mais d'assurer un ensemble de transactions sociales entre l'ensemble des acteurs. En d'autres termes, concernant le transfert de la connaissance et leur apprentissage, il s'agit plus particulièrement de rapprocher les espaces de diffusion et de production de la connaissance. Dès lors les acteurs porteurs de la vulgarisation et de la formation, qu'ils soient conseillers, enseignants, ou parfois aussi chercheurs, doivent en partie se transformer en médiateurs dans l'interface entre les lieux où se construit la connaissance formalisée et les lieux où se prennent les décisions et où se fait l'action (Cayre P., 2013).

En agriculture, l'évolution des rôles respectifs des conseillers auprès des exploitants agricoles a été analysée (Lémery B. *et al.*, 2006) : professionnalisés, ils sont en capacité d'adopter les nouvelles idées, d'acquérir des concepts originaux, des savoirs innovants, et d'atteindre un niveau suffisant de maîtrise du « système vivant complexe » dont ils ont la responsabilité, pour établir le diagnostic de la situation et appréhender son évolution, au jour le jour, pour établir leur programme d'intervention, et pour réagir aux imprévus. Mais, le métier de ces conseillers est aussi en train d'évoluer. Confrontés aux incertitudes de ce que devrait être l'agriculture, ils sont de plus en plus invités à devoir débattre, négocier avec les spécialistes d'une part, et les acteurs professionnels de l'agriculture d'autre part, pour une adaptation plus locale, ou mieux intégrée (Tache A., 2005). Ces situations enrichissent ainsi leur expérience pratique et font évoluer leur métier.

En forêt, existent également les organismes de transfert, réseau de « la forêt privée » d'un côté, sections techniques de l'ONF pour les forêts publiques. Certains propriétaires devraient pouvoir être leurs interlocuteurs : les représentants de l'État, pour la forêt domaniale, et, très largement, parmi les privés, ceux qui sont soumis à plan simple de gestion. Ce qui correspond, très grossièrement, au tiers de la surface forestière métropolitaine. Si ces organismes ont des liens privilégiés avec les spécialistes et experts de la forêt, les autres propriétaires sont, à la grande différence de l'agriculture, la plupart du temps non professionnels. De plus en plus souvent urbains, ont-ils le temps, l'âge, la disponibilité pour remettre en question leurs acquis sylvicoles ? Dans quelles mesures peuvent-ils atteindre cette compétence systémique qui associe la gestion du milieu à la cession de produits ? De quelle compétence les conseillers doivent-ils être dotés pour répondre au mieux à chaque situation particulière, dans sa nature et dans l'intention des propriétaires dont ce n'est pas le métier ?

Pour les deux tiers de nos espaces boisés, la tentation des décideurs de fait, face aux risques décelés, pourrait bien être dans l'abstention d'agir, dans l'évitement de cette intensification écologique : au lieu d'une forêt souhaitée pourrait s'étendre la friche forestière (Léonard, ib.).

Si l'intensification écologique implique la professionnalisation, ces propriétaires dont le patrimoine boisé reste modeste pourraient s'orienter vers une délégation des interventions : les actions de formation ou de vulgarisation viseraient d'abord à les motiver, pour qu'ils exercent leur responsabilité, et qu'ils s'engagent effectivement dans une prescription réciproque avec les prestataires qu'ils se seraient choisis. Soit un gestionnaire, expert ou interlocuteur de l'Office national des forêts, qui instruit, met en œuvre et contrôle le plan de gestion. Soit plus simplement, dans une optique de réduction des coûts par simplification des intervenants, une « entreprise générale », ou un technicien forestier, qui assure l'observation, le diagnostic des peuplements et de l'écosystème, puis réalise directement les interventions nécessaires de coupes, travaux et démarches commerciales, au nom et pour le compte de son client.

A l'attention de ces professionnels, gestionnaires ou entrepreneurs, des modalités particulières de transfert complèteraient les circuits actuels, organisant le débat pour que l'échange reste permanent entre les connaissances « savantes » et l'expérience pratique territorialisée.

Conclusion

En suivant le fil rouge de l'intensification écologique, cette comparaison entre les secteurs agricole et forestier a révélé des voies de progrès et des pistes de recherche, non seulement dans le domaine de la technique pure, mais également dans le domaine des sciences humaines et sociales : une remise en cause des partages des rôles traditionnels a émergé, qui interpelle le système de formation et de transfert en place.

Il y a là de nouveaux projets pour de jeunes chercheurs mais aussi de nombreux éléments propres à nourrir un débat public sur la question !

Références

Cayre P., AgroParisTech, *Former au métier, former le métier d'agriculteur. Le cas de l'enseignement agricole public*, thèse de doctorat en sociologie, 2013

<https://metafort.cemagref.fr/projet.../equipe.../thesepatricecayre.doc>

CIRAD, questions de recherche, 2013

<http://www.cirad.fr/nos-recherches/axes-prioritaires/intensification-ecologique/questions-de-recherche>

Dubos R., *Courtisons la terre*, Stock éd., 1980, 247 p.

Griffon M., *Qu'est-ce que l'agriculture écologiquement intensive ?* Éditions Quae, 2013, 224 p.

Léonard J.-P., *Forêt vivante ou désert boisé ? La forêt française à la croisée des chemins*, L'Harmattan, 2003, 311 p.

Lémery B., Rémy J., Brives, *Nouvelles agricultures, nouvelles formes d'exercice et nouveaux enjeux du conseil aux agriculteurs*. Conseillers en agriculture, Educagri Édition, 2006, pp. 235 - 252

Martres J.-L., De la faiblesse de la forêt cultivée, Congrès forestier mondial, Québec, 2003,

<http://www.fao.org/docrep/ARTICLE/WFC/XII/0977-A5.HTM>

Polge H., ENGREF, Production de Chênes de qualité en France, Revue forestière française, vol. 36, numéro spécial, Dialogue forestier par dessus le Rhin, 1984, pp. 38- 48

<http://hdl.handle.net/2042/21771>

Tache A., *Principes d'une sociologie d'intervention complexe : la médiation*, l'Harmattan, pratique de la systémique, 2005, 254 p.

Une sylviculture écologiquement intensive ? (document de travail)

Une forêt, ce sont des populations végétales, animales, unicellulaires et virales, associées sur une station (sol, climat, pente et exposition), dans des relations complexes de synergie, concurrence, prédation, parasitisme : en chaque point existe un équilibre dynamique, traversé par des flux de minéraux (eau, NPK, oligoéléments) grâce à la lumière du soleil qui provoque la photosynthèse et commande à la météorologie.

Gérer une forêt, c'est intervenir sur ces équilibres, pour qu'ils évoluent dans le temps vers une situation considérée comme plus favorable. L'action du forestier est, très généralement, le prélèvement d'un individu, arbre ou gibier, si possible avec une utilité immédiate, et dont la disparition, modifiant les relations au sein de la biocénose, contribuera à son évolution vers un état espéré plus favorable. Parfois s'y ajoute une intervention de travail du sol. Plus rarement, il peut s'agir d'une introduction, passagère (accueil du public) ou permanente (plantation). Dans chaque cas, mérite d'être prise en considération la même appréciation, double, de la satisfaction immédiate d'une demande sociale et des conséquences à terme sur l'évolution forestière.

L'intervention la plus générale porte sur la composition du peuplement et provoque une modification de la lumière. Elle modifie, perturbe ou améliore les conditions de vie de chacune des espèces animales ou végétales présentes, et induit une évolution différente du milieu forestier, et donc des stocks et flux des minéraux en son sein.

La nouveauté, c'est que les milieux forestiers devront s'ajuster aux changements globaux d'origine anthropique, « pluies acides » ou modification du climat : les hommes ont engagé une perturbation dans les facteurs d'équilibre des peuplements forestiers, de manière involontaire et non maîtrisée.

Alors que la gestion forestière est, elle, spatialisée et locale. *Imiter la Nature, hâter son œuvre*, cette règle reste d'actualité : le forestier intervient, fondamentalement, par un apport d'énergie, de connaissances et de discernement. Et, marginalement, par enrichissement génétique (plantation).

Le « ménage » des forêts, c'est l'appréciation de l'état actuel et de son potentiel à satisfaire les hommes en produits, usages, aménités, jointe à la conception de l'état espéré plus favorable, *la forêt rêvée*, pour décider ce qu'il convient de faire, c'est à dire des interventions pertinentes dans le futur proche.

Que penser de l'intensification écologique ?

Elle sera obtenue, parfois, par un enrichissement génétique de la biocénose, par la plantation d'individus « améliorés » ou différents. Pour l'énergie, ce seront plutôt des économies qui seront recherchées.

Mais, dans la plupart des situations, seule interviendra l'amélioration qualitative des interventions, et le discernement dans le choix, le moment et la manière de faire des prélèvements. Compétence et savoir faire se révèlent ainsi nécessaires.

Ce qui ramène à l'organisation générale dans la répartition des rôles, à la recherche et à la formation./.

Yves Poss
yvesposs.com

Certaines contributions à ce séminaire seront publiées dans un numéro spécial
« *Reconciling environment and production in managed ecosystems: is ecological
intensification a solution?* » de la revue ***Environmental Management***
(<http://www.springer.com/environment/environmental+management/journal/267>).



FORGECO

Du diagnostic à l'action : créer les conditions d'une gestion intégrée et viable des écosystèmes forestiers sur les territoires

Coordinateur

Thomas Cordonnier

Irstea Grenoble, Unité EM, 2 rue de la Papeterie, BP 76, 38402 Saint-Martin-d'Hères cedex

Partenaires :

FCBA, Irstea-LISC, Irstea-EFNO, Irstea-EM, IGN, Engref-Agroparistech (METAFORT), INRA-URFM, INRA-EEF, Université de Lorraine (CERPA)

Les conclusions du Grenelle de l'Environnement soulignent l'importance d'une meilleure valorisation de la ressource bois tout en améliorant les actions en faveur de la préservation de la biodiversité, et plus généralement du fonctionnement des écosystèmes. Cette double exigence d'une production optimisée et d'une grande qualité environnementale implique une réflexion renouvelée sur l'organisation des systèmes de gestion et de valorisation de la ressource bois à différentes échelles, sur la gestion des services rendus par les écosystèmes impactés et sur l'expertise de leur vulnérabilité à une intensification des prélèvements en bois.

Se pose alors la question de la capacité des territoires, échelle de l'action et de la planification forestière, à s'approprier et décliner dans leur stratégie ces objectifs et identifier les conditions de mise en œuvre. Pour cela, le processus de décision doit pouvoir se baser sur une connaissance approfondie des données environnementales, sur les conditions technico-économiques de l'exploitation forestière et sur les dynamiques collectives et les représentations des parties prenantes. Face à de tels enjeux, quels outils validés sur les plans technique et scientifique proposer aux acteurs des territoires pour les aider à se projeter dans un développement conciliant production de bois et préservation de la biodiversité ?

Le projet FORGECO (ANR Systerra, Apr 2009) propose d'élaborer une démarche de projet territorial fondée sur les principes de gestion intégrée des écosystèmes, de démarche participative, de viabilité et d'outils d'accompagnement de la décision. Cette démarche doit pouvoir servir la double exigence d'une augmentation des prélèvements de la ressource et d'une meilleure préservation des écosystèmes. Une telle approche de gestion intégrée nécessite de réaliser des avancées scientifiques et techniques significatives sur les points suivants :

- réaliser un diagnostic qui permette d'identifier les opportunités d'augmentation des prélèvements bois et les facteurs de vulnérabilité écologiques des territoires à une intensification de la gestion forestière. Une des ambitions du projet consiste par exemple à améliorer la connaissance de la relation entre sylviculture, biodiversité, qualité des habitats et qualité des sols au travers d'une démarche de reconstitution de l'historique de la gestion sylvicole ;
- modéliser la dynamique forestière (*production par qualité de bois, structures forestières*) de la parcelle au territoire afin de pouvoir évaluer la pertinence de différents scénarii. De tels modèles sont quasi-inexistants pour les situations écologiques rencontrées en France ce qui nécessite des développements importants en terme de modélisation, de gestion des simulations et de réflexion sur la généricité des modèles produits. Le projet FORGECO fournit les moyens de réaliser des avancées importantes sur ces différents aspects ;
- caractériser la viabilité des systèmes forestiers gérés à l'échelle de la parcelle et du territoire. L'intégration de l'analyse de viabilité dans l'analyse d'un territoire implique un travail important de conceptualisation et de simplification des éléments écologiques structurants et de leurs relations avec la gestion. L'utilisation de la viabilité dans une démarche de gestion intégrée représente une contribution originale de ce projet ;
- développer des outils d'analyse des compromis entre production de bois et préservation de la biodiversité au travers de la méthode d'analyses des frontières de production. Le projet FORGECO permet de développer cette méthode dans le cadre de la problématique de préservation de la biodiversité ;
- mobiliser une démarche participative développée dans le cadre de l'accompagnement de projets de territoire pour organiser la co-construction de scénarii « produire plus tout en protégeant mieux ».

La démarche et les outils développés sont testés sur deux sites d'études contrastés (nord-Vercors et Orléanais Val-de-Loire), permettant ainsi d'identifier les aspects transversaux et singuliers des problématiques abordées et de contribuer ainsi au caractère reproductible de la démarche.