

FORÊT • NATURE

OUTILS POUR UNE GESTION
RÉSILIENTE DES ESPACES NATURELS

Tiré à part de la revue **Forêt.Nature**

La reproduction ou la mise en ligne totale ou partielle des textes
et des illustrations est soumise à l'autorisation de la rédaction

foretnature.be

Rédaction : Rue de la Plaine 9, B-6900 Marche. info@foretnature.be. T +32 (0)84 22 35 70

Abonnement à la revue Forêt.Nature :
librairie.foretnature.be

Abonnez-vous gratuitement à Forêt.Mail et Forest.News :
foretnature.be

Retrouvez les anciens articles de la revue
et d'autres ressources : **foretnature.be**



IMPACT DES SYSTÈMES SYLVICOLES ARDENNAIS SUR LA BIODIVERSITÉ

GAËTAN DU BUS DE WARNAFFE

© FW

Les groupes indicateurs (plantes vasculaires, coléoptères carabidés, oiseaux chanteurs...) permettent d'évaluer l'influence des pratiques sylvicole sur la biodiversité. Cette technique a été utilisée en Ardenne pour analyser l'influence de la sylviculture sur la richesse spécifique, la composition en espèces et la structure écologique des communautés et pour proposer des mesures concrètes de gestion alternative.¹

Connaître l'influence de la sylviculture sur la « biodiversité » est devenu un leitmotiv pour les forestiers soucieux d'environnement. Mais de quelle biodiversité s'agit-il ? Et de quels aspects de la sylviculture ? L'interrogation est à ce point complexe, que de plus en plus les chercheurs l'éclatent en mille et une questions souvent assez pointues. Les résultats atomisés qui en émanent forment un magma chaotique dans lequel bien des gestionnaires se noient. Les concepts mêmes utilisés par les chercheurs en la matière sont multiples et imprécis²⁻³. Un bilan coordonné par le CRNFB⁴ est en rédaction pour la Wallonie. Mais ne peut-

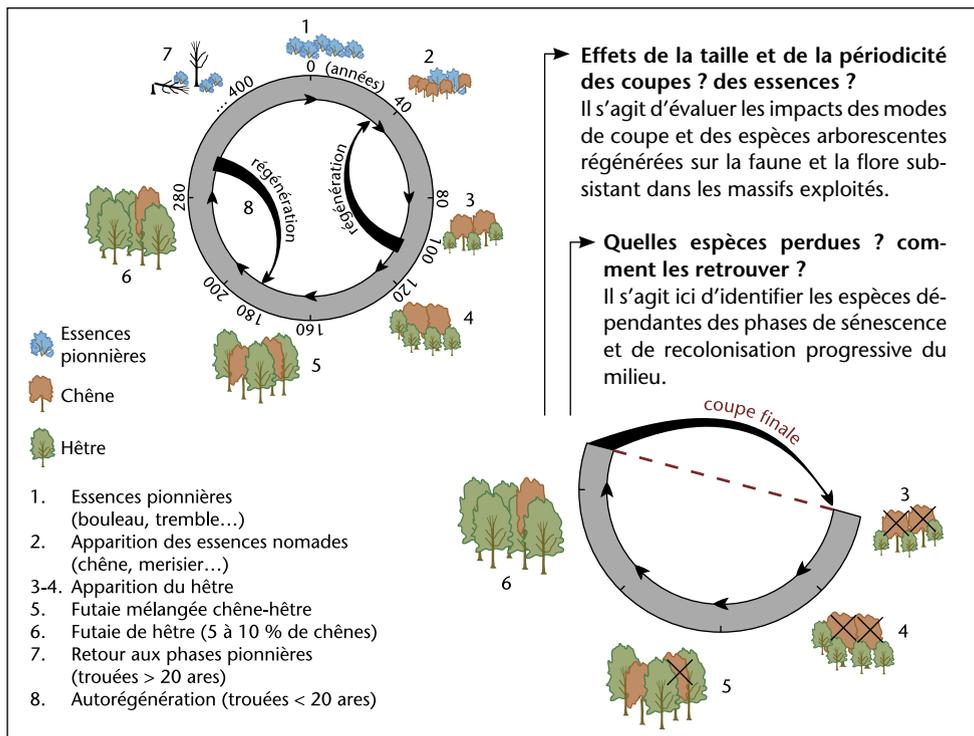
on pas éviter en amont la dispersion des recherches ?

Pour ce faire, il faut définir un cadre d'étude enraciné dans l'écologie forestière, permettant de relier chaque question et résultat de recherche au fonctionnement des écosystèmes forestiers⁵. Car proposer des mesures de gestion pour la biodiversité sans comprendre les processus écologiques à l'origine des différences observées est aussi inefficace que réparer un moteur sans en comprendre le fonctionnement. Le travail que nous avons mené en Ardenne de 1999 à 2002 grâce à la Région wallonne prend racine dans un tel cadre d'étude.

Toute forêt est soumise à des perturbations plus ou moins fortes et revenant à intervalles plus ou moins réguliers. Ce « régime de perturbation » est, en forêt naturelle, impulsé par le feu, les tempêtes et les pullulations d'insectes et, en forêt aménagée, est essentiellement créé par les coupes. Ainsi toute exploitation forestière ampute le cycle naturel de moitié en éliminant les phases de sénescence et de recolonisation progressive du milieu laissé « vierge » par la perturbation (figure 1). Cette donnée est en soi d'importance cruciale pour la biodiversité et justifie une première catégorie de recherches portant sur la faune et la flore de ces deux stades et sur la manière de les maintenir en forêt exploitée.

Mais au-delà de cette première question, on doit s'interroger sur les conséquences des régimes de coupe sur la faune et la flore plus « ordinaire », celles qui subsistent dans les massifs où les stades de sénescence et de recolonisation ont été quasiment supprimés. Comment évoluent-elles ? Voici un deuxième pan de recherche, qui peut se décliner localement (effet de l'éclaircie, du maintien d'arbres morts...) ou au niveau du paysage forestier. Pour ce second niveau, l'« écologie du paysage » permet de définir les régimes de coupe par leurs échelles de perturbation dans l'espace et dans le temps. Pratique-t-on des coupes finales de 5 ares, 50 ares ou 5 ha ? Selon une révolution de 50 ans, 100 ans ou 200 ans ? Modifie-t-on la composition en espèces arbores-

Figure 1 – Cycle sylvigénétique en forêt européenne naturelle et aménagée et grandes questions de recherche sur la biodiversité.¹⁶⁻¹⁷



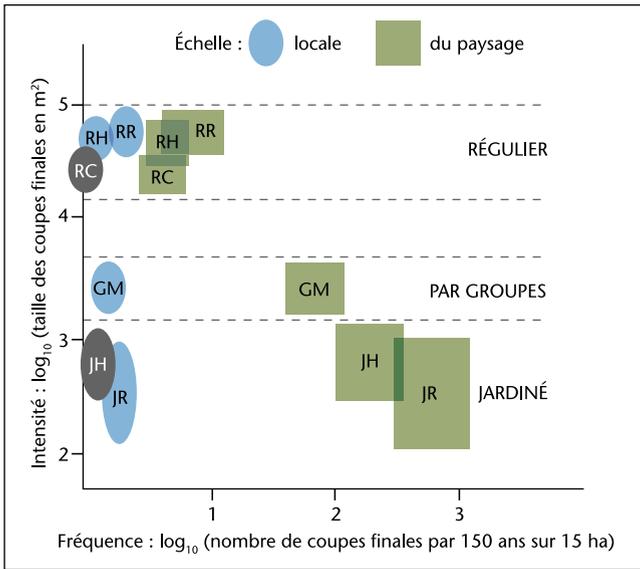


Figure 2 – Caractérisation des régimes de perturbation en forêt exploitée par l'intensité et la périodicité des coupes finales à l'échelle locale et du paysage, cas de 5 systèmes sylvicoles en futaie ardennaise :

RR = régulier résineux, RH = régulier hêtre, RC = régulier chêne, GM = jardiné par groupes mixtes, JH = jardiné hêtre, JR = jardiné résineux. Taille des coupes finales : R > 2 ha, G = 0,2-0,5 ha, J < 0,2 ha.

Dans un massif forestier les coupes finales reviennent d'autant plus souvent que leur taille est faible, tandis que localement on ne voit aucune différence. Quels seront les effets sur la biodiversité ?

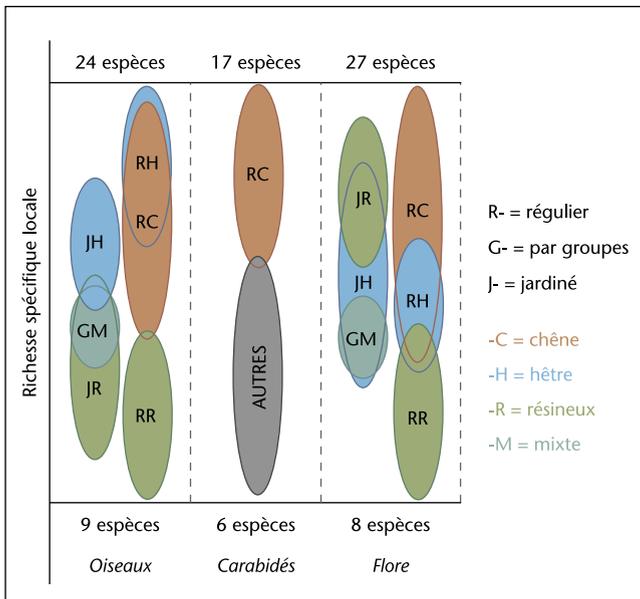


Figure 3 – Gammes de variation (moyenne +/- écart-type) du nombre d'espèces dans les stades matures, pour les oiseaux nicheurs (68 points d'écoute), les coléoptères carabidés (402 pièges à fosse) et la flore vasculaire (134 relevés).

centes ? Le chercheur peut alors définir le système sylvicole par sa structure (taille des coupes finales), sa révolution (durée séparant deux coupes finales) et sa composition (espèces arborescentes majeures). Ces trois dimensions ayant une signification écologique claire, les résultats obtenus pourront

être reliés entre eux et surtout, être interprétés en termes de processus écologiques. Dans les futaies ardennaises que nous étudions ici, révolution et composition sont intimement liées. Nous avons ainsi choisi d'étudier l'impact de six systèmes sylvicoles croisant structure et composition :

régulier hêtre, régulier épicéa/douglas, régulier chêne, jardiné par groupes mixte (hêtre/épicéa/douglas), jardiné hêtre et jardiné épicéa/douglas. Pour chaque système, 3 à 5 secteurs forestiers ont été sélectionnées en Ardenne. On peut alors dresser un diagramme représentant chaque système par l'intensité et la fréquence des perturbations qu'ils engendrent au niveau local et du paysage (figure 2).

Comment évaluer les effets de ces systèmes sur la biodiversité ?

« Biodiversité » est loin d'être un terme univoque puisqu'il est censé définir la diversité biologique sous toutes ses formes, depuis le niveau des gènes jusqu'à celui des paysages. Va-t-on aborder toutes ces diversités sans distinction ? Tâche impossible à moins d'y passer une vie, même en se limitant à la diversité des espèces. Le chercheur trouve alors un utile raccourci : les groupes indicateurs. Il s'agit de choisir des groupes biologiques d'écologie très différente et complémentaire, dans ce cas susceptibles de réagir de manière très contrastée aux différences de composition ainsi que de taille de périodicité des coupes finales.

Nous avons choisi les plantes vasculaires, les coléoptères carabidés et les oiseaux chanteurs.

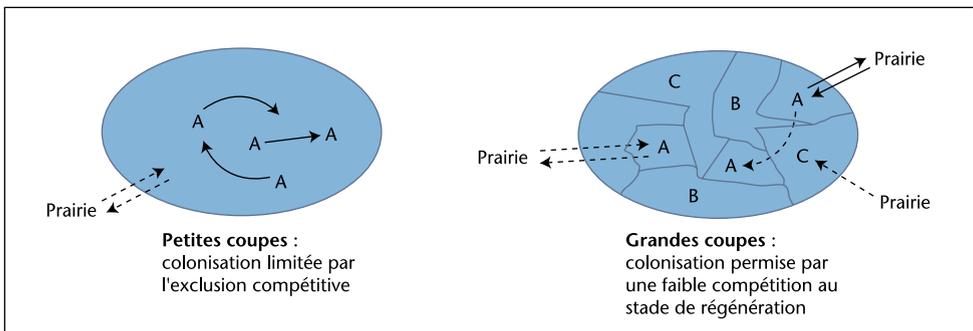
Dans chacune des 23 forêts étudiées, 6 placettes circulaires ont été circonscrites : 2 en stade de régénération, 2 en stade de compétition (jeune futaie) et 2 en stade de maturité (futaie proche de la coupe finale). Les plantes vasculaires, les coléoptères carabidés et les oiseaux nicheurs y ont été alors inventoriés en 1999-2000. Les résultats ont été analysés sous trois aspects complémentaires : richesse spécifique, composition en espèces et structure écologique de la communauté.

RÉSULTATS

Effets sur la richesse spécifique

Le nombre d'espèces recensées dans chaque station montre des différences importantes⁶⁻⁷⁻⁸. En se concentrant sur le stade de maturité (figure 3), on constate que pour les plantes vasculaires comme pour les coléoptères carabidés, les chênaies sont les plus riches. Les hêtraies paraissent particulièrement intéressantes pour les oiseaux, de

Figure 4 – Origine des espèces recolonisant les milieux ouverts créés par les coupes finales (A) dans les futaies jardinées (à gauche) et les futaies régulières (à droite). Les premières sont des systèmes fermés et les secondes des systèmes ouverts aux espèces des milieux non forestiers. (B = jeune futaie, C = futaie mature, traits pleins = mouvements intenses, traits pointillés = mouvements rares).



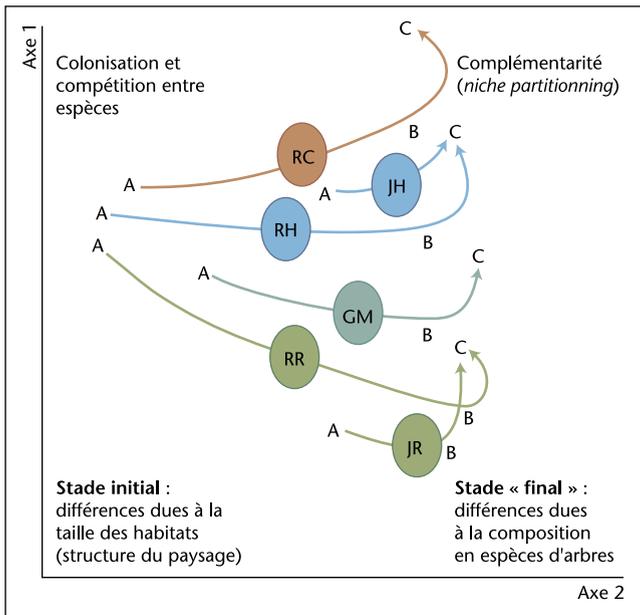


Figure 5 – Modèle moyen d'évolution des communautés d'oiseaux, de carabidés et de plantes vasculaires résumée par deux axes d'ordination. A = stade de régénération, B = stade de jeune futaie, C = stade de futaie mature. RC = régulier chêne, JH = jardiné hêtre, RH = régulier hêtre, GM = jardiné par groupes mixte, RR = régulier résineux, JR = jardiné résineux.

même que les futaies résineuses jardinées pour la flore. Dans tous les cas, la futaie régulière d'épicéa/douglas est la plus pauvre. On constate également que la structure des futaies, issues de la taille des coupes finales, joue un rôle assez secondaire excepté en résineux pour la flore vasculaire.

Mais quelles différences observe-t-on lorsque l'on intègre les trois stades du cycle sylvigénétique de la forêt aménagée ? Il ressort un net avantage des futaies feuillues sur les mixtes et résineuses, mais aussi des régulières sur les jardinées. Ce dernier paradoxe, susceptible de déranger nombre de forestiers « écolos », s'explique assez facilement. En effet, les stades de régénération sont en futaies régulières le lieu de passage et d'installation temporaire d'un grand nombre d'espèces appréciant les espaces ouverts encore « vierges » de toute faune spécifique. Ce fait sera confirmé par l'analyse des compositions en espèces dans chaque placette.

Il en résulte deux systèmes biologiques très différents, l'un ouvert (futaies régulières) et l'autre fermé (futaies jardinées). Comme le schématise la figure 4, dans les futaies jardinées chaque coupe est rapidement recolonisée par les espèces présentes dans les trouées proches du massif – ou éventuellement dans les peuplements matures voisins, espèces parfaitement adaptées à ce type d'habitat. La colonisation par les espèces de milieux ouverts est donc limitée par ce qu'on appelle l'« exclusion compétitive »⁹. Dans les futaies régulières par contre, chaque coupe crée un milieu très particulier que la plupart des espèces forestières ne peuvent utiliser et que peuvent coloniser (temporairement) des espèces évoluant dans les friches, les prairies ou même les terres agricoles.

Effets sur la composition en espèces et la structure des communautés

L'analyse des listes d'espèces et de leurs abondances respectives se fait par « or-

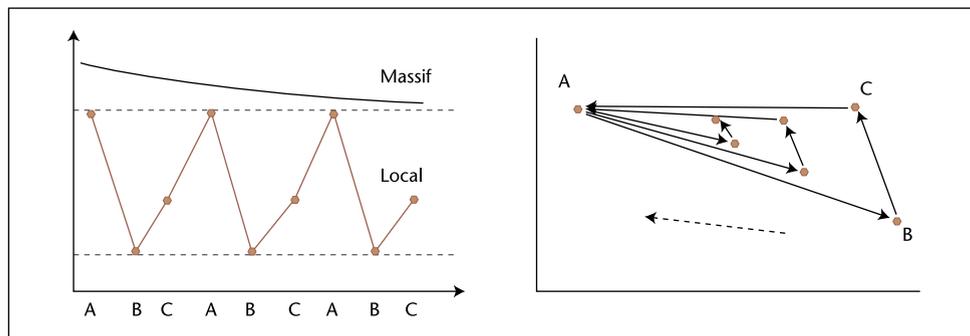
dination en espace réduit », une technique permettant de résumer dans un plan (deux axes) ou un volume (trois axes) la structure d'un nuage de points défini par autant de dimensions que l'on a trouvé d'espèces. Ces analyses⁷⁻⁸⁻¹⁰⁻¹¹ montrent des différences importantes et significatives. De manière générale on observe en passant du stade de régénération au stade de maturité : (1) une différenciation progressive des communautés selon la composition du peuplement ; (2) une convergence des communautés des futaies régulières et jardinées de même composition (figure 5). Ceci signifie que le facteur déterminant est la structure (taille des coupes) au début du cycle et la composition en espèces arborescentes à la fin du cycle, ces deux influences correspondant à des processus écologiques différents, à savoir colonisation et compétition au début et complémentarité des niches à la fin¹¹. Les communautés sont ainsi d'autant plus instables que le peuplement est jeune.

Si l'on utilise ce schéma d'évolution pour simuler l'évolution à long terme des communautés dans les systèmes « fermé » et

« ouvert » que sont la futaie jardinée et la futaie régulière (voir plus haut), on arrive à une hypothèse intéressante pour la conservation de la nature (figure 6). En effet, les espèces forestières vivant en futaies régulières étant périodiquement soumises à une forte perturbation de leur milieu imposant un déménagement et à la pression de compétition exercée par les espèces colonisant les coupes, il est fort probable qu'une partie des espèces forestières se raréfient voire disparaissent du massif. Il en résulterait une lente régression du nombre d'espèces de la forêt, que l'apport d'espèces de milieux ouverts grâce aux coupes ne pourra que partiellement compenser.

Il existe cependant des différences entre groupes biologiques, spécialement pour la réaction à la coupe finale. Cette dernière peut être évaluée par la différence entre les communautés des stades matures et de régénération, comme nous le présentons en figure 7. On constate que, si pour les trois groupes, la réaction est d'autant plus forte que la coupe est grande (ce qui est évident), par contre elle reste limitée pour les oiseaux jusque 0,5 ha alors qu'en deçà de

Figure 6 – Hypothèse concernant l'évolution à long terme des communautés dans les systèmes réguliers à révolution courte. A = régénération, B = jeune futaie, C = futaie mature. À gauche l'évolution du nombre d'espèces au niveau local et du massif forestier, à droite l'évolution de la composition en espèces résumée par deux axes d'ordination. On note une dérive des profils spécifiques et une diminution de la richesse au niveau du paysage.



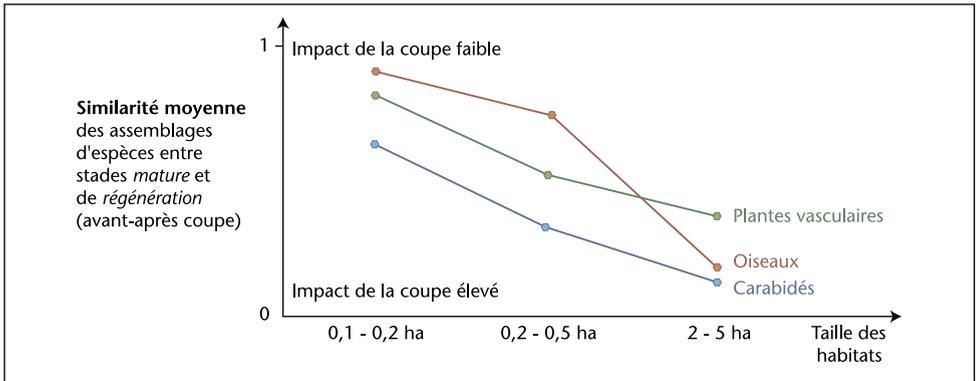


Figure 7 – Impact de coupes de taille variable sur la composition en espèces pour la flore vasculaire, les coléoptères carabidés et les oiseaux nicheurs. La différence entre stade de régénération et stade mature est d'autant plus forte que la similarité des assemblages est faible.

cette surface elle est déjà significative pour les deux autres groupes. On met ici en évidence deux « grains de réaction des espèces »¹² différents. Ce concept assez pointu est crucial pour comprendre l'impact des systèmes sylvicoles sur la biodiversité puisqu'il explique comment une espèce peut réagir négativement à une pratique donnée tandis qu'une autre n'y réagira pas voire y réagira positivement.

Mais les données récoltées permettent une analyse plus fouillée des réactions individuelles de chaque espèce. On utilise pour cela les notions d'espèce indicatrice, de fidélité et de spécificité¹⁸. Est fidèle à un type d'habitat donné une espèce qui se trouve dans la majorité des stations de ce type d'habitat ; est spécifique à un type d'habitat une espèce qui ne se trouve que dans ce type, même si elle s'y trouve dans une faible part des stations de ce type¹³. On comprend bien l'importance de distinguer ces deux formes d'association entre l'espèce et l'habitat. De plus, ces concepts ont un intérêt direct pour la conservation de la nature puisqu'ils permettent d'établir que si l'on développe un habitat donné au niveau ré-

gional, les espèces fidèles étendront probablement leur territoire et si l'on réduit cet habitat, les espèces spécifiques seront mises en danger. Le programme de recherche dont il est question ici a permis de dresser des listes d'espèces fidèles et spécifiques aux types d'habitat étudié pour les plantes, les carabidés et les oiseaux¹³. Il montre également que les chênaies ont un nombre important d'espèces spécifiques. Il montre enfin qu'un certain nombre d'espèces assez fréquentes en futaies jardinées sont devenues rares en futaies régulières (par exemple les carabidés *Synuchus nivalis* et *Molops piceus*). Ce fait peut être mis en relation avec le caractère « ouvert » des secondes, créant une forte pression sur les espèces forestières sensibles.

LES MESURES DE GESTION PRÉCONISÉES

Structure des forêts

Les effets significatifs de la coupe finale se marquent sur les communautés de plantes et de coléoptères à partir de 4-5 ares. Cette limite est plus élevée pour les oiseaux, de l'ordre de 20 à 50 ares. Dans la majorité des

cas, une bonne régénération des essences de production peut être obtenue avec une trouée de 50 ares. Si les grandes coupes (> 2 ha) sont aujourd'hui nécessaires comme habitats de substitution des espèces de prairies extensives, landes et friches¹⁴, elles menacent les espèces forestières typiques et peuvent à terme créer des communautés formées essentiellement d'espèces généralistes capables de résister aux régimes de perturbations intenses. Quoiqu'il en soit, des recherches sont nécessaires pour fournir aux gestionnaires les moyens, dans chaque massif forestier, d'optimiser les coupes dans l'espace et dans le temps selon les espèces à protéger.

D'autre part, il faut limiter le mitage des peuplements feuillus par les plantations résineuses ; les fortes proportions de résineux seront gardées pour les situations rendant la production feuillue de qualité très difficile (par exemple en Haute Ardenne). Néanmoins, autant pour des raisons paysagères qu'écologiques il faudrait transformer une bonne part des plantations régulières en futaies jardinées résineuses mélangées.

Composition des peuplements

La mesure la plus importante émanant de ces recherches est l'importance de maintenir les chênaies en Ardenne, même celles jugées « de substitution ». Ces dernières sont certes des faciès résultant de l'activité humaine, mais l'immuable « climax hêtraie » imaginé pour l'Ardenne originelle est une image fautive : la chênaie avait une place importante dans le cycle naturel, de même que les phases pionnières¹⁵. Aujourd'hui, supprimer les chênaies ou les transformer en hêtraies quasi-pures peut être un acte économiquement justifié, mais reste une atteinte à la biodiversité et à la naturalité des forêts.

Les pessières et douglasières sont globalement pauvres (richesse basse, peu d'espèces spécifiques) mais peuvent être améliorées par irrégularisation des peuplements, du moins en ce qui concerne la diversité floristique. L'introduction de mélèze et de pin devrait également améliorer le bilan écologique de ces peuplements. En Haute Ardenne, redévelopper les marchés pour les bois « secondaires » (ex. bouleau, hêtre et érable d'altitude) et les fortes dimensions permettrait de redonner une valeur économique à des sylvicultures écologiquement intéressantes mais aujourd'hui non rentables.

Autres mesures

Les recherches montrent également que les espèces forestières typiques n'apparaissent qu'en fin de cycle sylvicole et n'y restent, du fait des coupes finales, que quelques décennies. Voici une raison supplémentaire d'étendre la durée des cycles de production (ou tout au moins, de ne pas les réduire !) Les espèces forestières les plus menacées trouvent leur habitat dans les stades matures et sénescents du cycle sylvigénétique. Et rappelons que les éclaircies fortes ne produiront jamais le même effet. Les années que le forestier gagne grâce à la sylviculture dynamique sont des années perdues pour les processus écologiques et en particulier, pour les successions et la maturation des communautés vivantes. Cinquante ans est très court pour ce processus de maturation. ■

BIBLIOGRAPHIE

¹ DU BUS DE WARNAFFE G. [2002]. *Impact des systèmes sylvicoles sur la biodiversité : une approche comparative en Ardenne. Réaction de la flore vasculaire, des coléoptères carabidés et de l'avifaune chanteuse à la structure de l'habitat*

- forestier, à plusieurs échelles spatiales. Thèse de Doctorat en Sciences agronomiques et Ingénierie biologique, Université catholique de Louvain, Belgique.
- ² GRIMM V., WISSEL C. [1997]. Babel, or the ecological stability discussions : an inventory and analysis of terminology and a guide for avoiding confusion. *Oecologia* **109** : 323-334.
- ³ BUNNELL F.L., HUGGARD D.J. [1999]. Biodiversity across spatial and temporal scales : problems and opportunities. *Forest Ecol. Manage.* **115** : 113-126.
- ⁴ Ouvrage collectif (chercheurs en biodiversité et ingénieurs de cantonnements de Wallonie) en rédaction, sous la coordination de ÉTIENNE BRANQUART (Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois).
- ⁵ DU BUS DE WARNAFFE G. [2003]. *Assessing the impact of silvicultural systems on biodiversity : a comparative approach in the Belgian Ardennes*. Symposium EFI/IUFRO « Towards the sustainable use of Europe's forests », Tours, France, juin 2003.
- ⁶ DU BUS DE WARNAFFE G., LEBRUN P. [2004]. Effects of forest management on carabid beetles in Southern Belgium : implications for biodiversity conservation. *Biological Conservation* **118**(2) : 219-234.
- ⁷ DU BUS DE WARNAFFE G., DECONCHAT M. [2004]. Impact of six silvicultural systems on birds in southern Belgium : implication for the management of sub-mountainous European forests. *Forestry* (accepté).
- ⁸ DU BUS DE WARNAFFE G. [2001]. *Floristic diversity in managed forests of the Belgian Ardennes*. Colloque « Botanical Biodiversity and Belgian expertise », Meise, octobre 2001.
- ⁹ HUSTON M.A. [1998]. *Biological Diversity : The coexistence of species in changing landscapes*. Cambridge Univ. Press.
- ¹⁰ DU BUS DE WARNAFFE G., DUFRÈNE M. [2004]. To what extent can management variables explain species assemblages ? A study of carabid beetles in forests. *Ecography* **27** : 701-714.
- ¹¹ DU BUS DE WARNAFFE G., MISSON L., DEVILLEZ F., ALARD, D. [2004]. Managing plant diversity during forest succession : how important are stand size and tree composition ? *Ecography* (soumis).
- ¹² KOTLIAR N.B., WIENS J.A. [1990]. Multiple scales of patchiness and patch structure : a hierarchical framework for the study of heterogeneity. *Oikos* **59**(2) : 253-260.
- ¹³ UCL [2002]. *Étude des impact de la gestion forestière sur la biocénose en Région Wallonne*. Convention MRW-UCL 1999-2002, rapport final, juin 2002. Unité des Eaux et Forêts, Faculté des Sciences agronomiques, Université catholique de Louvain, Belgique, 96 p.
- ¹⁴ DELVAUX A. [1998]. Espèces sensibles cherchent mise à blanc d'accueil. *Forêt Wallonne* **34** : 11-17.
- ¹⁵ PETERKEN G.F. [1996]. *Natural woodland. Ecology and conservation in northern temperate regions*. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- ¹⁶ DE BLANDER [2000]. *Vers un fondement écologique de la gestion forestière, intégration de la valeur écologique et des cycles sylvigénétiques naturels dans l'aménagement d'une zone située en Basse Ardenne*. Mémoire de fin d'études, Unité des Eaux et Forêts, Faculté des Sciences agronomiques, Université catholique de Louvain, Belgique 115 p. + annexes.
- ¹⁷ SCHNITZLER A. [1998]. Prise en compte des cycles sylvigénétiques naturels pour une saine définition de la gestion conservatoire, l'exemple des basses Vosges gréseuses. *Dossiers de l'Environnement de l'INRA* **15** : 57-77.
- ¹⁸ DUFRÈNE M., LEGENDRE P. [1997]. Species assemblages and indicator species : The need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* **67** : 345-366.

GAËTAN DU BUS DE WARNAFFE

gdubus@educagri.fr

CFA du Tarn

F-81700 Puylaureus