

RenD ez-Vous t e c h n i q u e s

n° 16 - printemps 2007



Biodiversité et gestion forestière

Dossier
p.22

Suivi du cerf par indice nocturne



p. 13

patrimoine
sylviculture
progrès

connaissances

économie

forêts et société

environnement

biodiversité

gestion durable

Rendez-vous techniques

Directeur de la publication

Jacques Valeix

Rédactrice en chef

Christine Micheneau

Comité éditorial

Joseph Behaghel, Yves Birot, Peter Breman, Jean-Marc Brézard, François Chièze, Jean-Luc Dunoyer, Didier François, Xavier Gauquelin, Claude Jaillet, Olivier James, Patrice Mengin-Lecreulx, Rémy Metz, Pierre-Jean Morel, Frédéric Mortier, Jérôme Piat, François-Xavier Rémy, Thierry Sardin, Jacques Valeix

Maquette, impression et routage

Imprimerie ONF - Fontainebleau

Conception graphique

NAP (Nature Art Planète)

Crédit photographique

page de couverture

En haut : J-M. Brézard, ONF

En bas : B. Hamann, ONCFS

Page d'ouverture de dossier : Y. Muller, R. Trangosi, J-M. Brézard

Périodicité

4 numéros par an, et un hors série

Rendez-vous techniques est disponible au numéro ou par abonnement auprès de la cellule de documentation technique, boulevard de Constance, 77300 Fontainebleau

Contact : dtech-documentation@onf.fr

ou par fax : 01 64 22 49 73

Prix au numéro (hors frais de port) :

n° ordinaire : 10 € ; hors série : 20 €

Abonnement : 35 € : 1 an = 4 numéros ordinaires

(prix du hors série pour les abonnés = 15 €)

Dépôt légal : juin 2007

Toutes les contributions proposées à la rédaction sont soumises à l'examen d'un comité de lecture.

sommaire

n° 16 printemps 2007

3 en bref

5 connaissances

L'indice de consommation : outils de suivi des population de chevreuils à partir de l'examen de la flore lignifiée

par Yves Boscardin et Nicolas Morellet

13 connaissances

Le suivi des populations de cerf par indice nocturne

par Agnès Rocquencourt, Michel Denis et Yves Boscardin

21 dossier pratiques

Biodiversité et gestion forestière

66 pratiques

Comment identifier les principaux chênes rouges américains ?

par Thierry Lamant

71 connaissances

La fréquentation et ses impacts écologiques

Connaître et quantifier la fréquentation

par Frédéric Blanc, Marion Gosselin et Anne-Marie Granet

79 connaissances

Les impacts écologiques de la fréquentation

par Frédéric Blanc, Marion Gosselin et Anne-Marie Granet

éditorial

Ce numéro de nos Rendez-vous techniques est presque entièrement consacré aux thématiques environnementales.

Avec deux articles sur les indices de suivi de la faune, nous abordons tout d'abord le délicat équilibre entre les populations d'ongulés et le milieu forestier. Rappelons ici qu'une première version de « L'indice de consommation : outil de suivi des populations de chevreuils à partir de l'examen de la flore lignifiée » a été diffusée à l'ONF avec la note de service n° 06-G-1276 du 29 mars 2006. S'agissant d'un outil dont l'utilisation est très recommandée, il a paru nécessaire de remanier ce texte pour le mettre, sous une forme plus avenante, à la disposition de tous les forestiers. Quant au « suivi des populations de cerf par indice nocturne », dont certains aspects restent encore à valider par la recherche, il fait ici l'objet d'une mise au point bien nécessaire si on en juge par les pratiques quelque peu diversifiées constatées lors d'une enquête conduite en 2003 par le Cemagref.

Un second couple d'articles s'intéresse à « La fréquentation et ses impacts écologiques », en confrontant les questions de recherche et les préoccupations des gestionnaires. S'ils ne donnent pas de recettes « miracles », directement applicables sur le terrain, ils ont toutefois le mérite de faire le point des connaissances et de clarifier les approches sur cette question.

Notre dossier « Biodiversité et gestion forestière », enfin, illustre sous différents aspects la manière d'appréhender la biodiversité ordinaire et d'intégrer les mécanismes de conservation dans la gestion courante de nos forêts. Avec une ambition, qui sera aussi celle du guide attendu dans les prochains mois : savoir gérer et conserver la biodiversité dans l'écosystème forestier plutôt que simplement la « prendre en compte [...] dans la gestion forestière ».

Le Directeur technique et commercial bois
Jacques VALEX

Le bois raméal fragmenté : un projet pour une agriculture durable

En février 2007, s'est tenu à Lyon un séminaire consacré au "BRF". Ce séminaire fut une première en Europe car les colloques précédents avaient eu lieu au Canada. Il fut l'occasion d'échanges entre utilisateurs de BRF, scientifiques et forestiers.

Définition du bois raméal fragmenté ou BRF

Le « bois raméal fragmenté » ou BRF pour les initiés, provient du broyage en copeaux de rameaux d'origine diverse, essentiellement feuillus. Ces copeaux sont utilisés bruts, sans compostage préalable.



Jacky Dupety, agriculteur

Intérêt du BRF en agriculture

L'apport de BRF permet la reconstitution d'un sol à forte activité biologique sur des terres agricoles précédemment appauvries en matière organique.

Le BRF est principalement constitué de cellulose, hémicellulose, lignine, protéines, acides aminés, sucres, amidon, ainsi que de métabolites secondaires comme les polyphénols, les alcaloïdes, les pigments, etc. Si les concentrations importantes en polyphénols (lignine et tanins) en ont longtemps fait un produit de peu de valeur aux yeux des agronomes, on considère aujourd'hui qu'ils ont un rôle important dans la formation de l'humus et tout particulièrement dans le développement de la fraction carbonée stable du sol. C'est là toute la différence avec les autres types de matière organique comme le compost ou les fumiers et lisiers qui génèrent des composés humiques beaucoup moins stables dans le

temps. En quelque sorte, l'utilisation du BRF conduit à développer un humus relativement proche de celui que l'on trouve dans les sols forestiers et qui est issu de la dégradation des feuillages et branches des arbres forestiers.

En plus des modifications chimiques, l'augmentation de l'activité biologique, en particulier de celle des vers de terre mais aussi des populations de basidiomycètes, acariens et collemboles, entraîne le développement de nouvelles caractéristiques physiques du sol :

- amélioration de la structure du sol et de sa stabilité d'où une limitation des risques d'érosion ;
- rétention en eau favorisée par l'augmentation des teneurs en matière organique : cette utilisation est donc un moyen de lutte contre la sécheresse et évite des arrosages répétés ;
- stimulation de l'activité biologique du sol avec pour conséquence majeure une meilleure mise à disposition des nutriments pour les plantes ;
- diminution des effets pathogènes de certains animaux du sol ou des champignons ;
- augmentation du pouvoir de fixation de l'azote.

En recréant ainsi dans le sol agricole le fonctionnement du sol forestier, les promoteurs du BRF espèrent en améliorer les capacités de production et de résistance aux différents accidents climatiques (sécheresse, érosion) et biologiques (adventices).

Quelques éléments historiques

Le terme de bois raméal fragmenté a été « inventé » au Québec par le professeur Lemieux dans les années 1970.

Une abondante littérature de qualité assez inégale quant à sa valeur scientifique a été produite ; une partie est accessible sur Internet. (www.lesjardinsdebrf.com/)

Différents organismes et institutions publics ou privés des pays tempérés et des pays tropicaux s'intéressent à cette technique qui peut permettre une amélioration des conditions de la production agricole à partir d'une

matière disponible localement.

Des dispositifs de recherche comparant différentes modalités d'application (composition, quantité apportée) par rapport à un témoin cultivé classiquement existent au Canada, en Belgique, en France, au Burkina Faso, au Sénégal...

Des forums Internet permettent des échanges d'expériences entre utilisateurs.

(www.leca.univsavoie.fr/tmp/brf/).

Comment est utilisé le BRF

Plusieurs types de mise en place peuvent s'effectuer selon le but recherché.

Pour restaurer ou entretenir la fertilité en conditions agricoles (rôle d'amendement organique), on préconise un épandage d'environ 3 cm d'épaisseur suivi d'une incorporation dans les 10 premiers centimètres de sol, ce qui permet de pouvoir travailler le sol et semer sans contraintes. En entretien, 3 à 5 centimètres tous les 5 ans semblent nécessaires pour maintenir les effets positifs du BRF sur l'activité biologique et la fertilité des sols.

Pour constituer un paillage qui, outre l'apport de nutriments, contrôlera le développement des adventices, le BRF est apporté en surface du sol sans incorporation. Cette méthode concerne par exemple l'installation de haies champêtres. Une application en paillis de 5 à 10 cm est préconisée. De plus en plus, les services des parcs et jardins des grosses agglomérations comme Montréal au Québec et, désormais, comme Lyon en France utilisent le BRF à la place des paillis d'écorces ou des films plastiques car il donne de bien meilleurs résultats.

Le BRF peut être également utilisé pour restaurer des sites dégradés (carrières, friches...). En effet, quand l'humus a été détruit et que l'on se retrouve sur un sol minéral, le système est bloqué pour plusieurs dizaines, voire centaines d'années, le temps que les diverses successions s'établissent. L'apport de BRF permet en quelque sorte de « court-circuiter » cette longue période en fournissant directement de l'énergie au

sol. Ce type de restauration écologique est de plus en plus utilisé au Canada pour gommer les traces de l'activité humaine.

Il faut préférentiellement utiliser des rameaux d'essences feuillues car les produits résineux donnent de moins bons résultats (le mode d'attaque et les champignons sont différents). L'absence de feuilles, obtenue par coupe en hiver ou séchage sur le lieu de coupe, permet de limiter l'exportation d'une trop grande quantité de nutriments ainsi que celle des métaux qui pourraient être contenus sur les feuilles dans les zones soumises aux pollutions diverses.

Une « faim d'azote » se manifeste souvent à l'installation du système fongique sur le BRF lors de la première, voire de la deuxième année. Ceci est dû à l'immobilisation de l'azote du sol par les micro-organismes qui en ont besoin pour décomposer cette matière organique fraîche. De ce fait la quantité d'azote disponible pour les plantes diminue (par la suite, la décomposition du bois fournira directement l'azote dont ont besoin les bactéries avec même un excédent qui enrichira le pool des nutriments). Cet inconvénient initial peut être évité par une période sans culture, par l'apport conjoint d'azote à raison d'environ 1 kg d'azote par m³ de BRF (soit chimique, soit organique comme le compost, le fumier ou le lisier) ou par une culture de légumineuses (trèfle, luzerne, vesce, etc.) qui fixent l'azote par leurs bactéries symbiotiques. Ce dernier cas permet au système d'être complètement indépendant de sources extérieures (engrais chimiques ou organiques). De plus, la fixation d'azote donne un avantage compétitif aux légumineuses et l'utilisation conjointe légumineuses + BRF la première année empêche la croissance des adventices.

Les propriétés physiques et chimiques créées par le BRF intéressent les agriculteurs biologiques et les agriculteurs des pays en voie de développement car ils permettent d'utiliser des techniques culturales simplifiées en évitant l'apport d'engrais chimiques, en limitant le

recours au labour, source d'érosion et de perturbation de l'écosystème des sols.

Les provenances du BRF :

Actuellement l'essentiel du BRF utilisé en agriculture provient de l'élagage des haies, des arbres têtards ou d'émonde des bocages. L'agroforesterie y trouve une justification supplémentaire, les produits de l'arbre ou de la haie venant contribuer à maintenir la fertilité du sol cultivé.

Peuvent être également employés les produits d'élagage des arbres en ville ou de bord de route. Il y a là un gisement important qui est bien souvent brûlé ou déposé dans les déchetteries ou, dans le meilleur des cas, composté au bénéfice des services communaux des espaces verts ou des pépiniéristes. Or la transformation des BRF en compost n'est pas la meilleure voie : trop de pertes de carbone par volatilisation du CO₂. Rien qu'en Wallonie la source potentielle de BRF (hors forêt) est estimée à 2 millions de m³/an. Au Québec, des dizaines de millions de m³ proviennent de l'élagage des lignes d'Hydro-Québec (équivalent d'EDF), et c'est le principal fournisseur de cette ressource. En France, pour la seule ville de Lyon, il y a 70 000 arbres gérés par la ville plus 10 000 dans les copropriétés ; 40 000 arbres sont taillés tous les 3 ans.

Y a-t-il un risque pour la forêt ?

Le recours aux bois forestiers, aux rémanents, est aujourd'hui quasi inexistant en France. Le risque d'un transfert de fertilité de la forêt vers l'agriculture n'existe donc guère actuellement. Si cet approvisionnement venait à se développer, celui-ci se ferait en concurrence directe avec la filière bois-énergie et, comme cela a été souligné lors des journées de Lyon par les intervenants forestiers, une telle exportation peut avoir un impact non négligeable sur les sols et leur fertilité. Elle doit donc être raisonnée par rapport aux sols eux-mêmes et aux exportations qu'ils peuvent supporter (Nicolas, 2007).

Faut-il réconcilier l'agriculture et la forêt comme le voulaient les organisateurs du colloque ou réconcilier l'agriculteur et l'arbre comme certains d'entre nous l'affirment ce qui signifie l'autosuffisance par la production des haies, des arbres d'émonde ou des têtards ? Vaste débat qui s'ouvre dans le contexte du changement climatique, de l'érosion de la biodiversité plus spécialement dans les milieux cultivés, de la recherche d'une meilleure qualité de la production et des paysages, du programme international de plantation d'au moins un milliard d'arbres pour stocker du carbone...

Jean-Claude Tissaux

ONF, agence de Côte d'Or

Jean-Marc Brézard

ONF, direction technique

Thomas Cordonnier

ONF, département recherche

Alain Brêthes

ONF, DT Centre-Ouest

Bibliographie

Haider K., 1994. Advances in the basic research of the biochemistry of humic substances. In : N. Senesi et T. M. Miano (éds.). Humic Substances in the Global Environment and Implications on Human Health. Elsevier Science B.V., pp. 91-107.

N'Dayegamiye A., et D.A. Angers, 1993. Organic matter characteristics and water-stable aggregation of a sandy loam after 9 years of wood residues applications. Can. J. Soil Sci. 73 : 115-122.

Nicolas M. et al., 2007. Bois-énergie : maîtriser les impacts. RDV techniques, n° 15, pp. 36-45.

Noël, B. 2005. Plus de carbone pour nos sols – le BRF. Direction générale de l'agriculture. Ministère de la Région Wallonne. 38p.

Tissaux J.C., 2001. Caractérisation des Bois Raméaux Fragmentés et indices de décomposition. Mémoire de Mastère en Sciences Forestières. Faculté de Foresterie et de Géomatique. Université Laval, Québec, Canada, 115 p. annexes.

L'indice de consommation : outil de suivi des populations de chevreuils à partir de l'examen de la flore lignifiée

Les populations de cervidés se sont développées partout en France depuis l'instauration du plan de chasse et leurs expansions sont de plus en plus difficilement contrôlées. Le plan de chasse étant actuellement le seul moyen de limitation des populations, le gestionnaire doit donc étayer ses demandes par des informations sur les variations d'effectifs ou justifier le déséquilibre observé sur le système faune-flore. Le recours aux indicateurs de changement écologique s'est développé ces dernières années, car ce sont des outils qui permettent de suivre la relation population-milieu. Le chevreuil (*Capreolus capreolus*) est l'espèce pour laquelle le plus d'outils ont été mis au point ces dernières années. Ainsi, l'indice kilométrique (Vincent *et al.*, 1991) noté IK par la suite, est la première méthode qui a été développée et reste la plus utilisée avec le suivi de la masse corporelle. L'IK permet d'apprécier les variations d'effectifs des populations en valeurs relatives, et la masse corporelle, relevée sur les animaux abattus à la chasse, permet de percevoir des phénomènes de densité-dépendance. Il est apparu intéressant de développer d'autres indicateurs permettant de suivre à la fois la population et le milieu. C'est ainsi que des approches de l'estimation de la pression des cervidés sur la flore forestière ont vu le jour. L'indice de pression sur la flore (IPF) est une de ces méthodes (Guibert, 1997), mise en œuvre selon différents pas de temps dans des massifs essentiellement domaniaux. Des recherches sur l'IPF, dont le but était de mieux caractériser et fiabiliser ses mesures, ont été menées dans le cadre d'une thèse (Morellet, 1998).



Matérialisation d'une placette d'1 m² en forêt communal du Russey (39)

Y. Boscardin, Cemagref

On peut en retenir principalement : 1 - l'importance de la coordination entre les différents notateurs pour pallier (dans la mesure du possible) le manque de robustesse à l'effort observateur, 2- la difficulté à mettre en place l'IPF pour un suivi rigoureux dans le temps, 3- la non-indépendance des présences et des consommations des différentes espèces, ce qui pose des problèmes de modélisation statistique (Morellet *et al.*, 2003). Suite à ces conclusions, un nouvel outil, plus simple et plus robuste que l'IPF appelé indice de consommation (IC) a été mis au point. Cette méthode, proposée dès 1998 par Morellet, est présentée dans cet article.

Ainsi, la première partie reprend le protocole de la méthode et la seconde montre l'intérêt d'un suivi par espèces végétales avec son

interprétation ; enfin, des recommandations sont données aux gestionnaires afin d'effectuer le cas échéant la transition de l'IPF à l'IC.

Principe de l'indice de consommation

L'indice de consommation (IC) a pour but de suivre l'évolution de la pression de consommation exercée par les cervidés sur la flore lignifiée d'un massif forestier donné. L'observation des consommations s'effectuant sur les espèces lignifiées et compte tenu du fait que le cerf (*Cervus elaphus*) présente un régime alimentaire majoritairement composé d'herbacées, l'IC est plus adapté à la gestion du chevreuil qu'à celle du cerf¹ et fait suite à l'indice de pression sur la flore évoqué précédemment.

¹ L'IC n'est actuellement validé que pour le chevreuil. Faute de disposer d'un territoire d'étude pour le cerf où l'on connaîtrait précisément la population et ses variations, aucun indicateur n'est validé pour le cerf. Simplement, des suivis importants réalisés depuis des années permettent de penser que telle ou telle méthode (indice phare par exemple) est adaptée pour le cerf.

L'inventaire de terrain nécessaire au calcul de l'IC doit se faire **en période de repos végétatif**, mais le plus proche possible de la phase de débourrement de la végétation. À cette période, les disponibilités de la végétation pour les cervidés présents en forêt, varient peu pendant une longue durée. On peut ainsi prendre en compte le cumul des traces d'abrouissement pendant toute la période hivernale, voire depuis la dernière saison de végétation.

L'IC est basé sur un **échantillonnage aléatoire systématique** à maille carrée de la végétation disponible et de son utilisation par les cervidés. Lorsque l'on souhaite mettre en œuvre un IC pour une unité de population, il convient d'abord de réaliser un maillage systématique sur l'ensemble de la zone d'étude. Il est conseillé pour des commodités de cheminement ultérieur, d'orienter le maillage dans le sens nord/sud - est/ouest, en n'oubliant pas de tenir compte de la déclinaison. **Un minimum de 150 placettes** est à respecter (seuil de fiabilité statistique) quelle que soit la surface du massif et lorsqu'il s'agit d'un grand massif, on doit augmenter ce nombre en respectant un minimum d'une placette pour 30 ha. (Girard, 2005). De même si l'on veut "extraire" un IC par secteurs, il conviendra d'adopter un nombre total de placettes calculé de manière à présenter un minimum de 100 placettes par sous-zones².

Les compétences requises des notateurs sont en premier lieu botaniques, car il faut pouvoir reconnaître l'ensemble des végétaux lignifiés du massif à l'état défeuillé. Il est nécessaire, au cas où plusieurs observateurs participent aux relevés, que ces derniers prennent le temps de s'établir sur la nature des observations à réaliser : présences et surtout abrouissements.

La « fiche de relevés » (ci-contre) permet de saisir les renseignements relatifs à 20 placettes maximum. Ce

On estime qu'un observateur alors entraîné peut réaliser en forêt de plaine ou de colline une moyenne de 35 à 45 placettes par jour. Le déplacement entre placettes constitue, selon la dimension de la maille, une limite à la vitesse de réalisation de l'inventaire. Le matériel dont chaque observateur devra se munir est limité :

- un extrait du plan d'échantillonnage pour localiser les placettes,
- une boussole ou un appareil GPS,
- un cadre de 1 m x 1 m (ou 2 équerres d'1 m de côté),
- un crayon de papier,
- une planchette,
- des fiches de relevés,
- une flore (selon les compétences botaniques).

n'est qu'un exemple de fiche sachant que le recours à l'informatique de terrain est à encourager pour ce type de relevé, minimisant les risques ultérieurs d'erreur de saisie.

L'opérateur doit se rendre sur chaque placette en respectant les points prévus sur la carte d'inventaire, **de façon complètement impartiale** ; il ne doit pas y avoir de choix de sa part pour quelque raison que ce soit (que la zone soit riche ou pauvre). Lorsqu'il y aura impossibilité matérielle (mare, dégagement récent rendant impossible la lecture des traces d'abrouissements...) de réaliser le relevé, l'opérateur déplacera la placette de 10 (ou 20, 30...) mètres dans une direction prédéfinie. Chaque placette **d'une surface de 1 m²** sera matérialisée le temps d'effectuer le relevé à l'aide d'un cadre de 1 m x 1 m (photo).

Sur chaque placette, l'observateur doit identifier toutes les espèces lignifiées « présentes » au sens de l'indice, c'est-à-dire accessibles aux cervidés. La notion de présence d'une espèce végétale suppose que dans le volume de 1 m² de base et de 1,20 m de hauteur dans le cas du chevreuil il y ait des parties **vivantes consommables** de la plante

(feuilles, rameaux, bourgeons issus de semis, rejets, branches latérales,...). La « fiche de relevés » propose une liste d'espèces, mais il peut être nécessaire d'en ajouter d'autres selon les massifs forestiers.

Pour chaque espèce présente, l'observateur renseigne la case correspondante à l'intersection de la ligne de l'espèce avec la colonne « Cons » de la placette étudiée de la manière suivante : « 0 » si l'espèce ne présente aucune trace de consommation, « 1 » si l'espèce présente au moins une trace de consommation.

Lorsqu'une espèce est présente, l'observateur note la présence ou non d'une trace de consommation, sinon, il ne note rien.



Y. Boscardin, Cemagref

Abrouissement de ronces sur une placette IC

Calcul de l'indice de consommation global

Définition préalable : une donnée dite **booléenne** ne peut prendre que deux valeurs : 0 ou 1

Lorsque le relevé d'inventaire est terminé, on récapitule comme suit au bas de la fiche les présences et les consommations sur chacune des

² et pas 150, car si l'on dispose de 200 placettes sur un massif constitué de deux sous-massifs, l'évolution de l'IC sur un sous-massif sera interprétable connaissant ce qui se passe sur l'ensemble du massif avec l'IC global.

INDICE DE CONSOMMATION

Fiche de relevé

MASSIF :

ANNEE DU RELEVÉ :

Placette 1m²

DATE :

OPERATEURS :

EQUIPE :

N° de la placette																						Totaux de la fiche	
Parcelle																						Prés.	Cons.
Espèces	Cons																						
Alisier-Sorbier																							
Aulne																							
Bouleau																							
Charme																							
Châtaignier																							
Chênes																							
Epicéa																							
Erable sycomore																							
Erable champêtre																							
Frêne																							
Hêtre																							
Merisier																							
Noisetier																							
Ormes																							
Pins																							
Poirier-Pommier																							
Robinier																							
Sapin																							
Saules																							
Tilleuls																							
Tremble																							
Ajonc																							
Aubépine																							
Bourdaïne																							
Bruyères																							
Callune																							
Camerisier																							
Cerisier de Ste-Lucie																							
Chèvrefeuille																							
Clématite																							
Cornouillers																							
Daphne																							
Eglantier (Rosier)																							
Fragon																							
Framboisier																							
Fusain																							
Genêt à balais																							
Groseiller																							
Houx																							
Joli-bois																							
Lierre																							
Néflier																							
Nerprun																							
Prunellier																							
Ronces																							
Sureau																							
Troène																							
Viorne lantane																							
Viorne obier																							
Sup1																							
Sup2																							
prés. booléenne																							
cons. booléenne																							

placettes. On notera la présence booléenne sur chaque placette, soit 1 lorsqu'on y aura observé au moins une espèce végétale consommable, et 0 (ou rien) dans le cas contraire. De même on notera la consommation booléenne sur chaque placette (= 1 lorsqu'au moins une espèce aura été consommée sur cette placette). Pour calculer l'IC global (Morellet et al, 2001), posons n le nombre total de placettes, np la somme des présences booléennes et nc la somme des consommations booléennes, soit :

np = nombre de placettes avec présence d'au moins une espèce ligneuse

nc = nombre de placettes avec au moins une espèce abrutie donc $nc \leq np < n$

L'indice de consommation est ainsi défini :

$$IC = \frac{nc + 1}{np + 2}$$

À l'aide du tableau 1, on peut déterminer une sorte d'intervalle de confiance : il suffit de se reporter à la ligne nc et à la colonne ($np - nc$), dont l'intersection fournit directement la valeur inférieure et la valeur supérieure de l'indice de consommation. En fait, ce tableau fournit les estimations pour les valeurs multiples de 5, pour $nc \leq 200$ et $(np - nc) \leq 200$. Pour les valeurs intermédiaires, on prendra le multiple de 5 le plus proche (exemple pour $nc = 93$, on regardera à la ligne 95, et pour $nc = 92$, on regardera à la ligne 90). Il faut savoir qu'il est possible de calculer les vraies valeurs sous deux logiciels (R ou S plus), avec un petit programme que nous tenons à disposition de tout utilisateur désireux de plus d'informations.

L'interprétation des résultats doit se faire par référence aux inventaires éventuellement déjà

mis en œuvre sur le même territoire, en étudiant les variations de l'indice au cours du temps.

En effet, la valeur de l'IC comme tout indicateur de changement écologique n'a de sens que dans une comparaison temporelle et en aucun cas entre massifs.

S'il augmente, cela signifie que les relations population/milieu se dégradent (l'impact alimentaire des cervidés sur la flore s'accroît) ; s'il diminue, elles s'améliorent (l'impact alimentaire des cervidés sur la flore baisse) ; enfin, s'il est stable, il n'y a pas d'évolution constatée.

Cet indicateur réagit aussi bien à une variation du nombre d'animaux présents sur le territoire, qu'à une variation de la qualité de l'habitat sous l'effet de la sylviculture, ou de l'évolution naturelle, voire du fait de la présence de la population elle-même.

Nombre de placettes sans aucune trace de consommation ($np-nc$)

		0	5	10	15	20	25	30	35	40	45	50	55	60	65	70	75	80	85	90	95	100
0	Inf	,025	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	Sup	,975	,393	,238	,171	,133	,109	,092	,080	,070	,063	,057	,052	,048	,044	,041	,039	,036	,034	,032	,031	,029
5	Inf	,607	,234	,142	,101	,079	,064	,054	,047	,042	,037	,034	,031	,028	,026	,024	,023	,021	,020	,019	,018	,017
	Sup	1	,766	,574	,456	,377	,322	,281	,249	,223	,202	,185	,171	,158	,148	,138	,130	,123	,116	,110	,105	,100
10	Inf	,762	,426	,298	,229	,186	,157	,136	,119	,107	,096	,088	,081	,075	,069	,065	,061	,057	,054	,051	,049	,047
	Sup	1	,858	,702	,589	,507	,444	,395	,355	,323	,296	,273	,253	,236	,222	,209	,197	,187	,177	,169	,161	,154
15	Inf	,829	,544	,411	,331	,277	,238	,209	,187	,168	,153	,141	,130	,121	,113	,106	,100	,094	,089	,085	,081	,077
	Sup	1	,899	,771	,669	,590	,527	,475	,433	,397	,367	,341	,319	,299	,281	,266	,252	,239	,228	,218	,208	,200
20	Inf	,867	,623	,493	,410	,351	,307	,273	,246	,224	,205	,190	,176	,165	,154	,145	,137	,130	,124	,118	,112	,108
	Sup	1	,921	,814	,723	,649	,587	,536	,493	,456	,425	,397	,373	,351	,332	,315	,299	,285	,272	,260	,250	,240
25	Inf	,891	,678	,556	,473	,413	,366	,329	,299	,274	,252	,234	,219	,205	,193	,182	,173	,164	,156	,149	,143	,137
	Sup	1	,936	,843	,762	,693	,634	,584	,541	,504	,472	,443	,418	,395	,375	,357	,340	,325	,311	,298	,286	,275
30	Inf	,908	,719	,605	,525	,464	,416	,377	,345	,318	,295	,275	,258	,242	,229	,217	,206	,196	,187	,179	,171	,164
	Sup	1	,946	,864	,791	,727	,671	,623	,581	,544	,512	,483	,457	,434	,413	,393	,376	,360	,345	,332	,319	,308
35	Inf	,920	,751	,645	,567	,507	,459	,419	,386	,357	,333	,312	,293	,277	,262	,248	,237	,226	,216	,207	,198	,191
	Sup	1	,953	,881	,813	,754	,701	,655	,614	,578	,546	,517	,491	,467	,446	,426	,408	,392	,376	,362	,349	,337
40	Inf	,930	,777	,677	,603	,544	,496	,456	,422	,393	,367	,345	,326	,308	,292	,278	,265	,254	,243	,233	,224	,216
	Sup	1	,958	,893	,832	,776	,726	,682	,643	,607	,575	,547	,521	,497	,475	,455	,437	,420	,404	,390	,376	,364
45	Inf	,937	,798	,704	,633	,575	,528	,488	,454	,425	,399	,376	,355	,337	,321	,306	,292	,280	,268	,258	,248	,239
	Sup	1	,963	,904	,847	,795	,748	,705	,667	,633	,601	,573	,547	,523	,502	,482	,463	,446	,430	,415	,401	,388
50	Inf	,943	,815	,727	,659	,603	,557	,517	,483	,453	,427	,404	,383	,364	,347	,331	,317	,304	,292	,281	,271	,261
	Sup	1	,966	,912	,859	,810	,766	,725	,688	,655	,624	,596	,571	,547	,526	,505	,487	,469	,453	,438	,424	,411
55	Inf	,948	,829	,747	,681	,627	,582	,543	,509	,479	,453	,429	,408	,389	,371	,355	,341	,327	,315	,303	,293	,283
	Sup	1	,969	,919	,870	,824	,781	,742	,707	,674	,645	,617	,592	,569	,547	,527	,508	,491	,475	,459	,445	,432
60	Inf	,952	,842	,764	,701	,649	,605	,566	,533	,503	,477	,453	,431	,412	,394	,378	,363	,349	,336	,324	,313	,303
	Sup	1	,972	,925	,879	,835	,795	,758	,723	,692	,663	,636	,611	,588	,567	,547	,528	,511	,495	,479	,465	,451
65	Inf	,956	,852	,778	,719	,668	,625	,587	,554	,525	,498	,474	,453	,433	,415	,399	,383	,369	,356	,344	,332	,322
	Sup	1	,974	,931	,887	,846	,807	,771	,738	,708	,679	,653	,629	,606	,585	,565	,547	,529	,513	,498	,483	,469
70	Inf	,959	,862	,791	,734	,685	,643	,607	,574	,545	,518	,495	,473	,453	,435	,418	,403	,388	,375	,362	,351	,340
	Sup	1	,976	,935	,894	,855	,818	,783	,752	,722	,694	,669	,645	,622	,601	,582	,563	,546	,530	,515	,500	,486
75	Inf	,961	,870	,803	,748	,701	,660	,624	,592	,563	,537	,513	,492	,472	,453	,437	,421	,406	,393	,380	,368	,357
	Sup	1	,977	,939	,900	,863	,827	,794	,763	,735	,708	,683	,659	,637	,617	,597	,579	,562	,546	,530	,516	,502
80	Inf	,964	,877	,813	,761	,715	,675	,640	,608	,580	,554	,531	,509	,489	,471	,454	,438	,423	,410	,397	,385	,373
	Sup	1	,979	,943	,906	,870	,836	,804	,774	,746	,720	,696	,673	,651	,631	,612	,594	,577	,561	,545	,531	,517
85	Inf	,966	,884	,823	,772	,728	,689	,655	,624	,596	,570	,547	,525	,505	,487	,470	,454	,439	,426	,413	,400	,389
	Sup	1	,980	,946	,911	,876	,844	,813	,784	,757	,732	,708	,685	,664	,644	,625	,607	,590	,574	,559	,545	,531
90	Inf	,968	,890	,831	,782	,740	,702	,668	,638	,610	,585	,562	,541	,521	,502	,485	,470	,455	,441	,428	,415	,404
	Sup	1	,981	,949	,915	,882	,851	,821	,793	,767	,742	,719	,697	,676	,656	,638	,620	,603	,587	,572	,558	,544
95	Inf	,969	,895	,839	,792	,750	,714	,681	,651	,624	,599	,576	,555	,535	,517	,500	,484	,469	,455	,442	,430	,418
	Sup	1	,982	,951	,919	,888	,857	,829	,802	,776	,752	,729	,707	,687	,668	,649	,632	,615	,600	,585	,570	,557
100	Inf	,971	,900	,846	,800	,760	,725	,692	,663	,636	,612	,589	,568	,549	,531	,514	,498	,483	,469	,456	,443	,431
	Sup	1	,983	,953	,923	,892	,863	,836	,809	,784	,761	,739	,717	,697	,678	,660	,643	,627	,611	,596	,582	,569

Tab. 1 : extrait de la table de détermination des valeurs inférieure et supérieure de l'indice de consommation (plus exactement : intervalles de plus haute densité à 95 % de l'indice de consommation)
NB : le tableau complet a été diffusé à l'ONF avec la note de service n° 06-G-1276 du 29 mars 2006

Application et mise en œuvre en forêt domaniale de Montargis

La forêt Domaniale de Montargis présente une population de chevreuils actuellement en développement. Ce massif fait partie des différents forêts sur lesquelles des suivis par indicateurs de changement écologique, notamment floristiques, sont réalisés, et a permis ainsi, la mise au point de ces méthodes de suivi. Le chevreuil est le seul cervidé présent sur ce massif isolé de 4 000 ha du centre de la France.

Les variations de la population de chevreuils sont appréciées annuellement par la méthode de l'indice kilométrique noté IK. Un réseau de circuits pédestres est parcouru chaque année, afin d'évaluer les variations du nombre de chevreuils vus au kilomètre parcouru. Comme en témoigne la figure 1, l'IK augmente régulièrement depuis 1997 avec une certaine accélération à partir de 2001. La tempête de 1999 n'ayant pas affecté les peuplements de cette forêt au point de modifier l'observabilité des animaux, on peut penser que l'augmentation de l'IK est bien révélatrice d'une augmentation de la population de chevreuils.

Par ailleurs, un réseau de placettes floristiques couvre l'ensemble de la zone étudiée. Le relevé floristique est effectué au cours de la seconde quinzaine de mars. La périodicité de deux ans a été retenue de 1997 à 2003.

On observe une augmentation de l'IC au cours des sept années du suivi. L'IC révèle l'augmentation de la pression de consommation des cervidés sur la flore lignifiée. Elle reflète soit une réduction des ressources alimentaires disponibles, liée à une modification du milieu, soit une augmentation de la population de chevreuils. Le milieu a pu se modifier en partie, mais l'IK nous permet de dire qu'il y a au moins une modification de la population et donc que les variations de l'IC sont en partie le reflet de l'augmentation de la population qui se traduit sur le milieu par une pression plus forte.

Par définition, le calcul de l'IC est la proportion de placettes où il a été observé au moins une consommation par rapport au nombre de placettes où il est possible d'observer une consommation (placette non vide). On note que l'IC, dont la valeur maximum tend par définition vers 1, se rapproche très vite de cette valeur. Il est apparu que sur certaines forêts, en présence d'une population importante de chevreuils, ou lorsque le

milieu est moins riche, ce calcul est proche de 0,9 et ne peut donc guère augmenter. Afin de pallier à ce problème de saturation de l'indice de consommation, il peut être profitable de suivre la consommation par espèce pour assurer un suivi sur le long terme.

Calcul de l'indice de consommation par espèces :

À l'issue des relevés, il est possible de faire le bilan de l'utilisation des différentes espèces et de calculer un IC par espèces, en procédant comme suit.

En totalisant l'ensemble des « fiches de relevés », on indique pour chaque espèce végétale le nombre de placettes np_e où elle est présente. De même, on indique pour chaque espèce végétale le nombre de placettes nc_e où elle est consommée. On peut ainsi calculer, de la même façon que pour l'indice de consommation global, un indice IC_e pour l'espèce considérée et construire son « intervalle de confiance » que l'on trouve dans le tableau 1.

$$IC_e = \frac{nc_e + 1}{np_e + 2}$$

À l'aide de cet indice de consommation par espèce, nous pouvons suivre l'évolution de la pression de consommation exercée sur chaque espèce. Il serait souhaitable de ne retenir, pour ces calculs d'IC par espèces, que les espèces suffisamment fréquentes : celles, par exemple, dont la fréquence de présence FPe est supérieure à 10 % des n placettes réalisées.

$$FPe = \frac{np_e}{n} \times 100$$

On peut ainsi disposer, pour chaque espèce, de sa fréquence de présence et de son indice de consommation. Afin de visualiser comment il est possible d'illustrer et d'interpréter ces résultats, on prendra l'exemple des suivis de la forêt domaniale de Montargis.

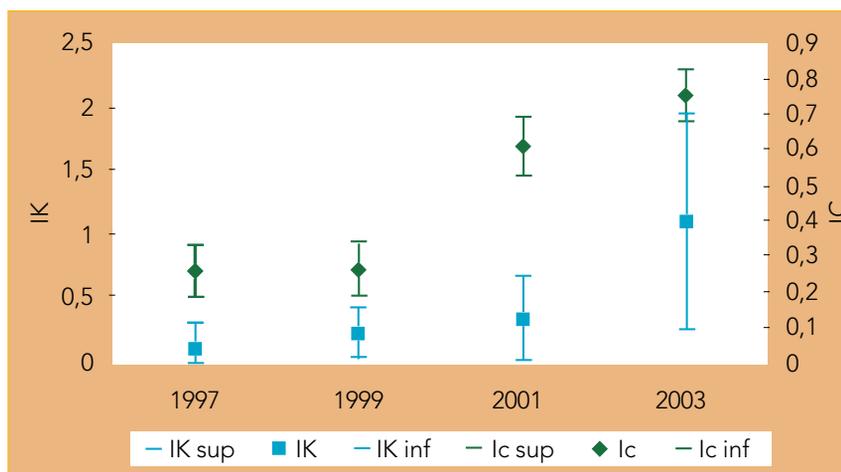


Fig. 1 : variation de l'IC et de l'IK sur la forêt domaniale de Montargis de 1997 à 2003

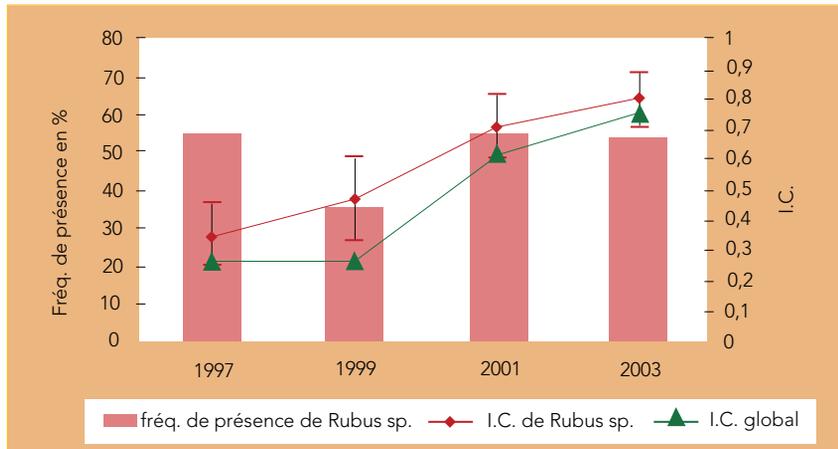


Fig. 2 : évolution de l'IC global et de l'IC des ronces (*Rubus sp.*) en forêt domaniale de Montargis de 1997 à 2003

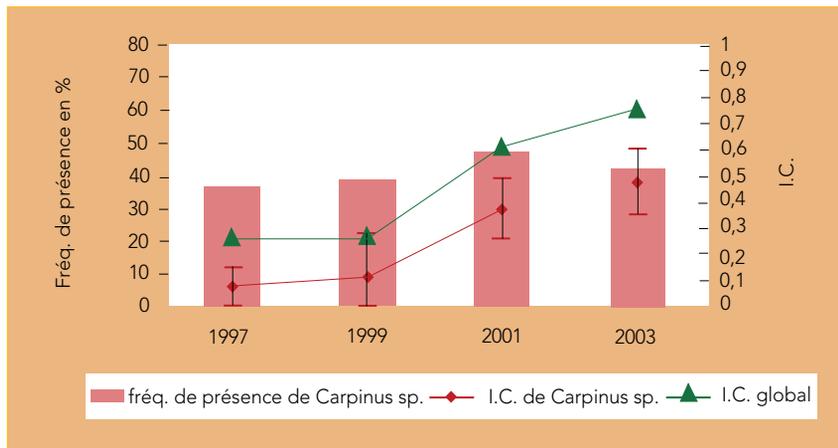


Fig. 3 : évolution de l'IC global et de l'IC du charme (*Carpinus b.*) en forêt domaniale de Montargis de 1997 à 2003

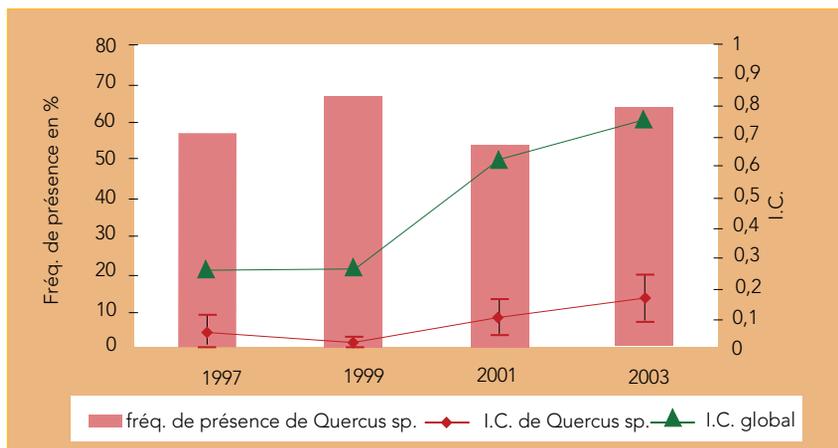


Fig. 4 : évolution de l'IC global et de l'IC du chêne (*Quercus sp.*) en forêt domaniale de Montargis de 1997 à 2003

Intérêt des suivis par espèce : illustration en forêt domaniale de Montargis

Certaines espèces régulièrement présentes sur les placettes et très consommées par le chevreuil peuvent expliquer une part importante de la valeur de l'IC. Ainsi, les ronces font partie des espèces les plus consommées en hiver dans nos forêts de plaine et constituent, les années sans glandées, l'essentiel du bol alimentaire du chevreuil (Cransac *et al.*, 2001). Par exemple, sur la forêt domaniale de Dourdan en 2001, la consommation des ronces explique 60 % de la valeur de l'IC. À Montargis, cette espèce végétale est aussi très sollicitée.

Les variations de l'IC des ronces en forêt domaniale de Montargis de 1997 à 2003 (figure 2) sont très voisines de celles de l'IC global.

L'indice de consommation de cette espèce est de 0,8 en 2003 et dépasse chaque année l'indice global, ce qui démontre aussi, sur cette forêt, l'attraction du chevreuil pour cette espèce. Lorsque l'IC global est élevé sur une forêt, le suivi de celui des ronces ne sera donc pas très utile, car il sera proche de 1 et ne pourra guère augmenter. Le suivi d'autres espèces moins consommées sera plus intéressant lorsque l'IC global est fort.

Le charme accompagne le chêne dans la majorité des peuplements feuillus de la forêt domaniale de Montargis. De plus, il fait partie des espèces les plus consommées par le chevreuil, moins que la ronce toutefois.

On observe sur la figure 3 une similitude entre la courbe de l'IC du charme et celle de l'IC global avec des valeurs cependant inférieures. Cette espèce sera donc intéressante à suivre sur cette forêt, si l'IC global sature, compte tenu du fait qu'elle y est régulièrement présente.

Quant au chêne, essence objectif de ce massif, il est très souvent présent sur les placettes, à raison d'au moins une placette sur deux ; il peut être issu de semis, de rejets de souches

ou de pousses latérales. Ces différentes formes sont plus ou moins appréciées des cervidés, mais on observe (figure 4) un IC faible de cette espèce, de l'ordre de 0,16 en 2003. Il sera donc intéressant de suivre ce taux à l'avenir puisqu'il conserve une possibilité d'augmentation importante.

Il est enfin possible de construire le graphique des fréquences des principales espèces. En représentant par exemple en abscisse la fréquence de présence et en ordonnée l'indice de consommation, on peut illustrer comment évoluent l'occurrence et la consommation au cours des années des principales espèces sur le massif étudié (figure 5).

Le déplacement vers le haut de la position de toutes ces espèces démontre une augmentation de leurs consommations par les cervidés au cours de ces sept années d'études. Cette augmentation est en valeur absolue la plus importante pour la ronce. Cependant, relativement à leurs valeurs initiales, les fréquences de consommation du charme et du hêtre subissent aussi une forte augmentation. On s'attachera à suivre les variations de la position de ces espèces au cours du temps afin d'identifier les causes de l'évolution de l'indice (augmentation de la pression, augmentation du recouvrement des différentes espèces, substitution d'espèces...). On notera par ailleurs, que la fréquence de présence de ces espèces n'a, semble-t-il, pas encore été affectée par l'augmentation de leur pression de consommation ou que les différentes coupes sylvicoles ont compensé ces effets. Ainsi, lors du bilan de l'évolution de l'IC, il faut toujours conserver à l'esprit que l'IC est le reflet de l'évolution du milieu et de la population de cervidés. L'importance de disposer d'autres suivis (IK, masse corporelle...) est donc primordiale pour interpréter ces tendances du système population/milieu.

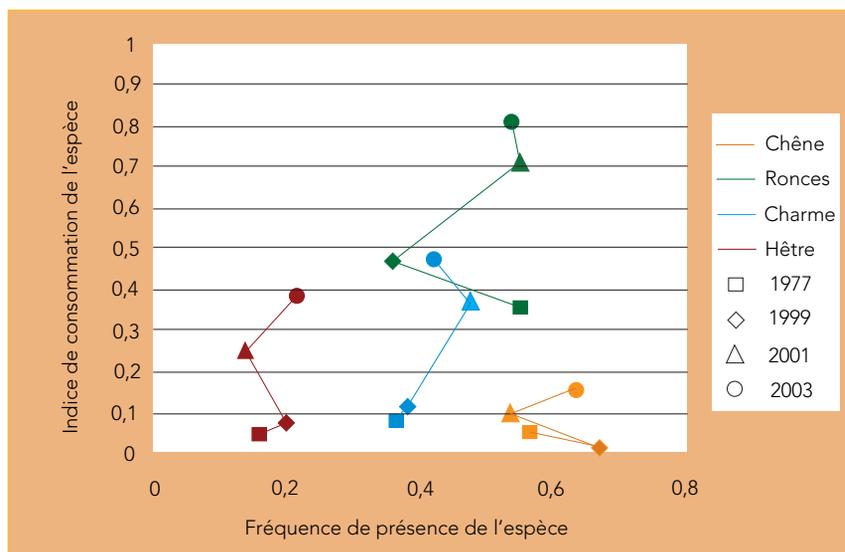


Fig. 5 : représentation des fréquences de présence et de l'indice de consommation des principales espèces lors des différents inventaires réalisés en forêt domaniale de Montargis de 1997 à 2003

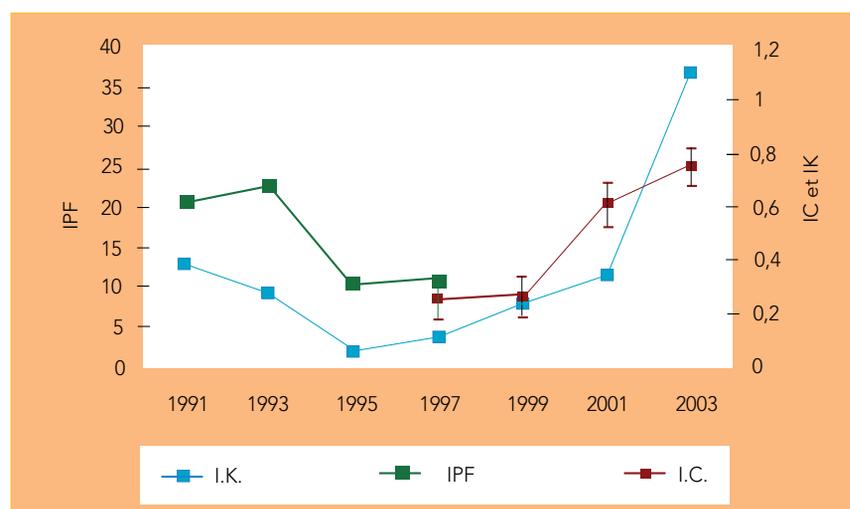


Fig. 6 : variation de l'IPF, de l'IC et de l'IK en la forêt domaniale de Montargis de 1991 à 2003

Recommandations pour passer de l'indice de pression sur la flore à l'IC

L'IC est donc une méthode simple qui permet au gestionnaire d'illustrer la pression qu'exerce la faune sur le milieu qui l'accueille. Sur les massifs où l'on utilisait jusqu'à présent la méthode de l'IPF, on conseillera aux gestionnaires, s'ils souhaitent poursuivre la gestion des cervidés avec ce type de méthode, de mettre en place l'IC afin d'obtenir un suivi plus satisfaisant. Compte tenu du fait que ces

outils ne permettent pas d'effectuer un diagnostic pour une année donnée mais seulement de déceler des variations sur plusieurs années, on conseillera de réaliser une dernière fois l'IPF l'année où l'on réalisera pour la première fois l'IC afin d'obtenir une continuité dans le suivi.

À Montargis par exemple (figure 6), la réalisation en 1997 de l'IPF et de l'IC a permis d'avoir un suivi en continu sur la flore. Grâce à ce « doublon », il est possible d'interpréter l'évolution de l'IPF de 1991 à 1997 et de bascu-

ler sur l'IC pour poursuivre l'interprétation de 1997 à 2003. En l'absence d'IPF en 1997, seule la courbe de l'IK aurait pu être interprétée dans la période charnière de 1995 à 1999.

Le temps nécessaire à la réalisation des deux relevés floristiques la même année ne sera pas beaucoup plus important que celui d'un IPF seul, vu l'importance prépondérante du temps de déplacement ; ainsi il est préférable de réaliser au même endroit les deux placettes IPF et IC. L'année suivante, en fonction de la surface du massif étudié, il peut être souhaitable d'augmenter le nombre de placettes en doublant par exemple le premier dispositif, afin de vérifier que le nombre de points de sondage est suffisant. Si les résultats obtenus en doublant ainsi l'effort d'échantillonnage sont très proches de ceux du réseau initial, celui-ci pourra être conservé.

Conclusion

L'indice de consommation s'intègre dans le jeu des indicateurs de changement écologique dont dispose le gestionnaire, indices révélateurs de l'évolution du système « population-environnement ». Ainsi l'IC permet de suivre l'évolution de la pression du chevreuil sur la flore lignifiée, l'IK de suivre les tendances de variations de l'effectif de la population et la masse corporelle de déceler d'éventuels effets de densité-dépendance mesurés sur les animaux. Le gestionnaire ayant fixé des objectifs de gestion en fonction des variations de ce faisceau d'indicateurs, il lui sera plus facile d'étayer ses décisions à l'aide de ces outils, lors de l'établissement du plan de chasse.

Chaque indicateur ayant un champ d'application particulier, l'IC ne permet pas de mesurer le taux de dégâts sur une espèce particulière ni de raisonner en termes de conséquences de la population sur le devenir d'un peuplement ou d'un massif.

La part importante des herbacées dans le régime alimentaire du cerf, ainsi que la fréquentation importante

de gagnage hors forêt limite la pertinence de cet indice pour cette espèce. Cependant, les travaux en cours, sur l'utilisation de l'IC pour suivre les populations de cerfs sont encourageants. La stratégie d'échantillonnage a ainsi été testée sur l'IC, afin de connaître l'influence de la répartition grégaire du cerf ainsi que l'utilisation privilégiée de certaines parties de son domaine vital. Toutefois, lorsque les deux espèces sont présentes sur un massif, il est impossible de différencier la proportion du gagnage ligneux prélevé par chacune, et seuls d'autres suivis, propres à chaque espèce, pourront permettre de connaître les variations des caractéristiques de chaque population. Ainsi, la nécessité de réaliser plusieurs suivis d'indicateurs de changement écologique est encore plus importante, lorsqu'il existe plusieurs espèces de cervidés sur l'espace étudié.

L'IC permet donc au gestionnaire d'espace forestier de prendre en compte la variable flore au sein des différents suivis réalisés sur les populations de cervidés et permet ainsi d'obtenir des informations sur l'évolution de chaque composante du système faune-flore.

Yves BOSCARDIN

Cemagref, unité de recherche Écosystèmes forestiers
Nogent-sur-Vernisson

Nicolas MORELLET

INRA Toulouse
Comportement et écologie de la faune sauvage (CEFS)

Remerciements

Cet article fait suite à différentes études réalisées avec le soutien financier de l'Office National des Forêts et de l'Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage. Nous souhaitons remercier collectivement toutes les personnes qui ont participé à la récolte de données sur l'IC ou d'autres indicateurs dans de nombreux massifs forestiers publics ou privés.

Bibliographie

CRANSAC N., CIBIEN C., ANGI-BAULT J.M. *et al.*, 2001. Seasonal variation in the diet of roe deer (*Capreolus capreolus*) according to sex in a very dense forest (Dourdan, France). *Mammalia*, 65 (1) : 1-12.

GIRARD F., 2005. Suivi des équilibres flore — cervidés : indice de consommation et stratégie d'échantillonnage des grands massifs forestiers à Cerf. Rapport de stage Master2 "Ecosystèmes Terrestres et Action de l'Homme", Université d'Orléans.

GUIBERT, B. 1997. Une nouvelle approche des populations de chevreuil en forêt : L'« Indice de Pression sur la Flore ». ONF-Bulletin Technique n° 32 pp. 5-13.

MORELLET, N., 1998. Des outils biométriques appliqués aux suivis des population animales : l'exemple des cervidés ; Vers un indice de consommation de la flore lignifiée. Thèse de doctorat, Université Claude Bernard, Lyon.

MORELLET N., CHAMPELY S., GAILLARD J.M., BALLON P., BOSCARDIN Y., 2001 The browsing index : new tool uses browsing pressure to monitor deer populations. *Wildlife Society Bulletin*, 29, 1243-1252.

MORELLET N., BALLON P., BOSCARDIN Y., CHAMPELY S., 2003. A new index to measure roe deer (*Capreolus capreolus*) browsing pressure on woody flora. *Game and Wildlife Science*, Vol. 20 (3), September 2003, pp. 155-173.

VINCENT J.-P., GAILLARD J.-M., BIDEAU E. (1991). Kilometric index as biological indicator for monitoring forest roe deer populations. *Acta Theriol.* 36 (3-4) pp. 315-328.

Le suivi des populations de cerfs par indice nocturne

Retour d'expériences sur sa mise en œuvre en forêts de plaine

L'indice nocturne renseigne sur les variations d'effectifs dans une population de cerfs ; à ce titre, le suivi doit être répété, année après année, selon un protocole standard. Cependant, une enquête réalisée par le Cemagref a montré que ce protocole varie selon les contextes locaux. L'objectif de cet article est donc d'aider le gestionnaire à cadrer ses pratiques en rappelant quelques principes de base, ceci malgré le manque de certitudes scientifiques quant au suivi en question.

L'indice nocturne repose sur la comparaison du nombre d'individus observés chaque année, **au cours de la nuit**, le long du **parcours prédéfini**, par des équipes d'observateurs munies de **véhicules** et de **phares mobiles** puissants (ONCFS, 2005).

Lors de sa création, l'indice nocturne découlait d'une philosophie de comptage au sens strict, c'est-à-dire que les circuits étaient déterminés de façon à approcher l'effectif total de la population de cerfs. Avec la progression des connaissances et de la recherche, il est désormais à envisager comme un **indicateur de changements écologiques** (Bonenfant, 2004) ; on cherche à parcourir le territoire occupé par la population de la façon la plus représentative possible afin d'obtenir un indice. Les fluctuations de ce dernier renseignent année après année sur la tendance d'évolution des effectifs dans la population.

En conséquence, le suivi doit être répété selon un **protocole identifié**, dans des conditions strictement identiques d'une année sur l'autre. Le document de référence

est actuellement la fiche n° 9, intitulée « Méthodes de recensement des populations de cerfs », jointe au bulletin mensuel de l'Office National de la Chasse n° 62 (ONC, 1982). Cette fiche, dénommée dans la suite fiche n° 9, a fait l'objet d'une réédition en 1990, intégrant quelques modifications.

Cependant, une enquête réalisée par le Cemagref auprès de gestionnaires de l'Office national des forêts (ONF) montre que le protocole utilisé varie de façon notable selon les contextes locaux et que les modalités de mise en œuvre sont diverses. Il convient donc de faire un point sur les pratiques à encourager et sur celles qui sont à

éviter, dans l'état actuel de nos connaissances. Ces conseils constituent l'objectif du présent article et sont formulés après un résumé des résultats de l'enquête évoquée précédemment. Ils restent néanmoins à considérer avec précaution car, même si des travaux sont en cours, **la recherche n'a pas encore validé de protocole pour l'indice nocturne.**

Les gestionnaires appliquent des protocoles assez variables

L'enquête réalisée auprès des gestionnaires ONF met nettement en évidence une **hétérogénéité**

À propos de l'enquête réalisée auprès des gestionnaires ONF

L'enquête évoquée dans le présent article a été conduite pendant l'été 2003 à la demande de l'Office National des Forêts. Ses principaux objectifs étaient d'acquiescer une meilleure connaissance des pratiques en matière de suivi nocturne aux phares et d'identifier les interrogations des gestionnaires ainsi que les contraintes auxquelles ils sont soumis.

Un échantillon de 23 massifs soumis au régime forestier a été retenu pour ce travail. Ces massifs ont été choisis selon les critères suivants :

- une localisation en plaine ou en moyenne montagne,
- la présence d'une population notable de cerfs,
- un rôle important de l'ONF dans l'organisation du suivi,
- l'existence d'un recul suffisant sur le protocole mis en œuvre.

		Pratiques recensées (en gras : réponses les plus fréquentes)	Pratiques conseillées
Calendrier	Fréquence du suivi	- 1 fois tous les 2 ans - 1 fois par an - 2 fois par an	Fréquence annuelle
	Nombre de répétitions	1 – 2 – 3 – 4 – 5	⚠ Au minimum 4 répétitions
	Intervalle de temps entre répétitions	Soirs consécutifs ou de 2 jours à une dizaine de jours	⚠ Éviter les soirs consécutifs Répartir les répétitions sur un maximum de 3 semaines, à partir de la franche repousse de l'herbe
Parcours	Territoire parcouru	De 40 % à 100 % de l'aire présumée* de la population	Toute l'aire visiblement occupée par la population
	Types de milieu échantillonnés	- Peuplements forestiers - Lisières - Peuplement + lisières - Peuplements + lisières + plaine agricole - Lisières + zones ouvertes en forêt	⚠ Tous les types de milieux présents sur le territoire occupé par la population
	Taux d'échantillonnage	De 8 à 56 km par 1 000 ha ➔ Entre 20 et 30 km par 1 000 ha	⚠ 30 à 50 km par 1 000 ha
	Durée maximale des parcours	De 2 heures à 5 heures 30	2h30
	Heure de départ	De 30min à 3h après la tombée de la nuit ➔ 1h30 à 2h après la tombée de la nuit	⚠ Fixée par rapport à l'heure officielle de coucher du soleil
	Nombre de participants par équipe	De 2 à 8 personnes ➔ 4 personnes	3 à 4 personnes
Participants	Profil des participants	- Forestiers ONF - Forestiers privés - Chasseurs et/ou représentants des chasseurs - Naturalistes et/ou associations de protection de la nature - Agriculteurs - Autres bénévoles - Représentants du Cemagref, de l'ONCFS, de la DDAF - Préfet et/ou élus locaux	Ensemble des acteurs impliqués dans la gestion de la population de cerfs
Matériel	Véhicules	- 4x4 fermés et/ou « pick-up » - utilitaires munis d'un girafon - J5 - Petites voitures	Véhicules assurant une position haute des observateurs
Valorisation des résultats	Informations issues du suivi	- Variations d'effectifs dans la population de cerfs - Répartition géographique - Sex-ratio - Ratio faons/biches - Structure des hardes	Variations d'effectifs
	Indice retenu	- Effectif de la meilleure répétition - Moyenne des répétitions - Maximum d'animaux jugés différents - Effectif de la plus mauvaise répétition	⚠ Pour chaque année, moyenne du nombre d'observations, associée à son intervalle de confiance

* L'aire occupée par la population est qualifiée de « présumée » car peu de gestionnaires enquêtés ont une connaissance approfondie de la répartition spatio-temporelle des animaux.

Tab. 1 : pratiques de mise en œuvre de l'indice nocturne recensées sur les 23 massifs enquêtés, et comparaison avec les pratiques conseillées

Le pictogramme ⚠ signale que la recherche (en cours) doit encore valider les points visés ; les recommandations correspondantes sont issues de l'expérience collective.

néité des protocoles mis en œuvre, même si **une base commune** subsiste entre les différents massifs échantillonnés.

En fait, les gestionnaires se sont initialement appuyés sur les recommandations de la fiche n° 9 et sur les conseils diffusés par les scientifiques. Ensuite, des compléments ou des ajustements sont souvent apportés afin d'adapter le protocole au contexte local. Ils dépendent de deux ensembles de critères chacun ayant un poids plus ou moins important selon le massif considéré :

■ **les objectifs des gestionnaires**, déterminés le cas échéant conjointement avec d'autres acteurs. Par exemple, une volonté marquée de voir le maximum d'animaux peut motiver des détours systématiques par rapport aux circuits, afin de trouver les groupes connus. De même, certains gestionnaires soucieux de conserver une bonne visibilité lors du suivi, dévient leurs parcours vers des peuplements nouvellement ouverts ou se limitent à observer les secteurs non forestiers,

■ **les contraintes locales** telles que les moyens disponibles en hommes, en matériel et en temps, les conditions d'accès ou de visibilité et le contexte humain. Par exemple, un manque d'hommes et de temps peut entraîner une diminution du nombre de répétitions des circuits. Des conditions d'accès médiocres au niveau d'un massif ne permettent pas l'implantation d'un réseau de circuits suffisamment dense ou homogène. Une bonne entente avec certains acteurs locaux peut faciliter le recours à des véhicules tout-terrain (chasseurs, club de conducteurs de 4x4 notamment).

Par ailleurs, l'enquête a également montré que la plupart des protocoles mis en œuvre ont subi des modifications depuis leur mise en place. Ces dernières concernent en particulier les circuits parcourus ; plus précisément, elles correspondent à :

■ une modification ponctuelle du

protocole suite, d'une part, à certaines évolutions de la population ou de son environnement ou, d'autre part, à une meilleure expérience des suivis,

■ une volonté de maximiser le nombre de contacts lors de chaque répétition.

Les pratiques recensées sont résumées dans le tableau 1.



Animaux vus de jour à proximité d'un circuit : lors du suivi, ne pas s'écarter du parcours pour les retrouver

Ch. BOUJILLY, FDC18

Des pratiques à privilégier, d'autres à éviter

Tout indice est construit de façon à représenter le plus fidèlement possible les variations de l'ensemble à étudier. Pour cela, le protocole mis au point doit parvenir à limiter la variabilité due à l'échantillonnage ; il doit maîtriser les divers éléments susceptibles d'engendrer des fluctuations de l'indice non représentatives des variations réelles de l'effectif de la population.

Dans le cas de l'indice nocturne, ces fluctuations sont notamment liées au fait que, d'une soirée à l'autre et d'une année à l'autre, les conditions de suivis ne sont pas strictement identiques. Ceci est dû au comportement des animaux, aux observateurs, aux modifications de protocole ou aux changements significatifs de l'habitat, du niveau de dérangement, de la visibilité ou des conditions météorologiques, etc.

Or, les ajustements apportés aux recommandations montrent que les gestionnaires enquêtés négligent souvent cette nécessité de maîtriser les diverses sources de variabilité. Cette situation est d'autant plus problématique que le nombre de répétitions réalisées chaque année est généralement faible, ce qui

aboutit à une précision médiocre des résultats.

Notre objectif est donc de préciser pourquoi certaines pratiques constatées ne sont pas souhaitables. Nous ne reviendrons pas sur l'ensemble des recommandations de la fiche n° 9, qui reste à ce jour la seule référence.

Rappels sur l'élaboration du protocole

Effectuer un suivi périodique

En ce qui concerne **la fréquence du suivi**, un suivi non annuel risque de fournir des résultats difficiles à interpréter car la tendance de l'indice demande alors plus de temps pour être identifiée. Réaliser un suivi tous les deux ans pourrait néanmoins être envisagé lorsque la population semble maîtrisée et stabilisée depuis plusieurs années à un niveau ne posant pas de problème.

Réaliser un maximum de répétitions

Chaque année, il est primordial de réaliser **plusieurs séances** de suivi – ou **répétitions** – afin de pouvoir appréhender les variations aléatoires des observations (Bonenfant *et al.*, 2004). En effet, plus le nombre de répétitions est élevé, meilleure est la précision de la moyenne calculée en indice, et donc plus il est probable de détecter une modification du niveau de la population. Aucun nombre optimal de répétitions ne peut actuellement être avancé avec certitude ; il est généralement conseillé d'effectuer **un nombre minimal de 3 séances** dans des conditions favorables. Les pratiques des gestionnaires enquêtés ont en outre montré l'intérêt de prévoir une répétition supplémentaire, à utiliser en cas d'annulation d'une séance. En effet, d'une façon générale, il est conseillé de reporter une sortie en cas de conditions météorologiques et de visibilité défavorables (grosses chutes de pluie, forts vents, brouillard).

Échantillonner de façon homogène

La délimitation du territoire à parcourir, l'intensité d'échantillonnage, le tracé des circuits et le choix de l'heure de départ constituent des étapes particulièrement importantes de l'établissement du protocole. En effet, un taux d'échantillonnage trop faible, une heure de départ fluctuante, ainsi qu'un échantillonnage excluant une partie de l'aire occupée par la population ou certains types de milieux, risquent d'augmenter la variabilité des résultats.

Par exemple, le fait de ne parcourir que les secteurs ou les types milieux fréquentés par la majorité de la population (lisières forestières notamment), nécessite un comportement stable des animaux. Or, ceci est rarement vérifiable. Dans ces conditions, comment interpréter une forte variation des effectifs observés ? Une baisse de l'indice témoigne-t-elle d'un déclin de la population ou est-elle due à un regroupement des animaux dans les zones non observées ?

Plus précisément, les recommandations suivantes peuvent être formulées.

■ **le territoire à parcourir** : compte tenu du comportement du cerf, le résultat le plus fiable est obtenu en circulant à travers toute l'aire de répartition de la population considérée (ONC, 1982 ; Denis, 1995). Il est donc conseillé d'effectuer le suivi sur **l'ensemble de l'unité de gestion** concernée (secteurs forestiers et autres milieux). Lorsque cela est possible, on voit donc ici l'intérêt d'organiser des opérations communes avec les Fédérations Départementales des Chasseurs et les propriétaires forestiers privés. La répartition des circuits sur la zone suivie doit en outre être homogène (ONCFS, 2005), afin de ne pas avoir de manque d'information sur un secteur.

■ **les milieux à échantillonner** : il est important de pratiquer un

échantillonnage équilibré parmi les différents stades forestiers et plus généralement parmi **tous les types de milieux** rencontrés sur la zone inventoriée, même si certains offrent une visibilité bien inférieure par rapport à d'autres. Cette précaution permet de limiter les variations de la visibilité dues à l'évolution des peuplements forestiers ; les conditions d'observations sont ainsi moins variables d'une année à l'autre car la fermeture de certains peuplements est compensée par l'ouverture d'autres.

■ **l'intensité d'échantillonnage** : il est primordial que **les transects assurent une prospection minimale de la zone suivie** afin d'observer une part suffisante de la population ; l'ONCFS (2005) conseille un taux d'échantillonnage minimal de 3 à 5 km par 100 ha, avec un circuit pour 600 à 800 ha. Cependant, ce taux de sondage n'étant adapté qu'aux zones avec un bon réseau de voies de circulation praticables à l'époque du suivi, il peut localement être envisageable de travailler avec des densités de l'ordre de 2,5 km par 100 ha.

■ **les dates des répétitions** : les soirées retenues pour la réalisation du suivi doivent être choisies en dehors des jours de **dérangements** significatifs du milieu (battue par exemple). Quant au délai entre les répétitions, il est difficile de formuler une recommandation à ce propos, par manque de connaissances scientifiques. *A priori*, les répétitions organisées sur des soirs consécutifs sont à éviter à cause des phénomènes d'auto-corrélation. À l'opposé, quand le suivi est réalisé au moment de la « franche repousse de l'herbe », il semble préférable de répartir les répétitions sur un maximum de 3 semaines ; une amplitude supérieure peut influencer sur les résultats car la répartition spatiale des animaux est alors susceptible de changer du fait des évolutions rapides de la qualité de l'offre alimentaire.



Biche dans la lumière d'un phare lors du suivi par indice nocturne

B. HAMANN

■ **l'heure de départ** : l'ONCFS (2005) indique que les observations peuvent commencer dès la tombée de la nuit mais qu'il est préférable d'attendre le milieu de la nuit pour visiter les secteurs voisins des zones urbanisées. En fait, étant donné que l'heure de départ influe sur le nombre d'animaux observés, l'important est de débiter les observations à un moment fixe de la nuit, défini par rapport à l'heure officielle de coucher du soleil.

■ **la durée d'observation** : Il semble préférable que le temps de parcours de chaque circuit n'excède pas 3 heures afin que la fatigue n'affecte pas l'efficacité des observateurs.

Regrouper des participants de profils variés et les former

Le suivi doit être réalisé en partenariat avec les différents acteurs impliqués dans la gestion des cervidés : propriétaires privés, chasseurs, associations naturalistes, agriculteurs riverains, etc. Ce partenariat favorise la validation des résultats par l'ensemble des partenaires et limite donc les risques de contestation. Il présente également d'autres avantages :

- il facilite l'accès aux propriétés privées,
- il aide au dialogue entre acteurs et désamorce ainsi des conflits,
- il augmente les moyens humains et matériels à disposition et permet donc d'améliorer l'échantillonnage du territoire.

Par ailleurs, afin de limiter la variabilité liée aux changements d'observateurs, les observateurs doivent être formés sérieusement à la

réalisation du suivi. Idéalement, ils devraient être identiques d'une séance à une autre et d'une année à l'autre.

Prévoir un matériel assurant une bonne visibilité

Les **véhicules** qui assurent aux observateurs-éclaireurs une position haute par rapport au chemin sont préférentiellement recommandés (Licoppe, 2002) car ils facilitent la visibilité. Il s'agit notamment des véhicules permettant de se tenir debout tels que les véhicules tout-terrain de type pick-up¹ ou les utilitaires équipés d'un girafon.

Quant aux **phares**, des modèles ultralégers, de forte puissance, munis d'une poignée et d'un interrupteur et dont le branchement s'effectue sur la batterie sont conseillés. Le faisceau lumineux ne doit pas être trop étroit afin d'assurer une bonne vision d'ensemble. Les gestionnaires interrogés sur la luminosité des phares lors de l'enquête utilisent des appareils de 1 000 000 candelas qui, semble-t-il, permettent une visibilité satisfaisante.

Éviter de modifier le protocole mis en œuvre

Un élément essentiel à retenir est que la mise en œuvre de l'indice nocturne doit **toujours s'appuyer sur la même méthode de suivi et intervenir dans des conditions aussi identiques que possible**. Qu'elles concernent le tracé des circuits, l'heure de départ ou le matériel utilisé, les modifications de protocole constituent une remise à zéro du suivi ; il est alors préférable de ne pas comparer les indices mesurés avant et après le changement, afin de limiter les erreurs d'interprétation. Il est ainsi très fortement recommandé de ne modifier le protocole que très exceptionnellement, l'idéal étant de ne pratiquer aucune modification. Par exemple, il est totalement

déconseillé de vouloir maximiser le nombre d'animaux observés, que ce soit en modifiant les circuits d'une année à l'autre ou en s'écartant du circuit attribué.

Plus généralement, une cartographie précise des circuits, ainsi que le choix de voies de circulation praticables à l'époque en question, quelles que soient les conditions météorologiques, contribuent au parcours de transects identiques d'une répétition à l'autre et d'une année à l'autre.

Quelques conseils sur l'organisation pratique

Rappeler impérativement les consignes avant le départ des équipes

Avant le départ des équipes, il est primordial de réunir l'ensemble des observateurs et de rappeler les consignes afin que tous procèdent de façon identique. Parmi les points importants figurent notamment les informations suivantes :

■ les équipes réalisent leurs observations simultanément (Licoppe,

2002), à compter de l'heure de départ définie par le protocole. De plus, une fois le suivi commencé, il doit être poursuivi sans interruption excessive jusqu'à la fin du transect,

■ la vitesse du véhicule doit être suffisamment réduite pour permettre aux observateurs de repérer les animaux. En général, la vitesse ne devrait pas excéder **une quinzaine de km/h** (ONC, 1982), sauf en terrain ouvert quand la visibilité est suffisante où elle peut être augmentée. Le conducteur ne doit également pas hésiter à réduire sa vitesse en cas de visibilité limitée, de méconnaissance du terrain ou de demande des observateurs.

■ les observations réalisées sont identifiées à l'aide de jumelles puis reportées sur la carte et sur la fiche de suivi (figure 1).

Vérifier les fiches et les cartes au retour des équipes

Suite à la séance d'observation, il est conseillé de relire rapidement les fiches et les cartes afin de repérer les éventuelles imprécisions et erreurs.

Page ... / ...

Indice nocturne – Cerf élaphe

Zone suivie :

Date :		Heure	Km compteur	Véhicule :
Parcours :	Début			Equipe :
	Fin			
Météo / Visibilité :	Durée totale :			Notateur :
	Km total :			

N°	Heure	Cerfs				Observations
		Mâles	Femelles et jeunes	Non identifiés	Total	
Récapitulatif des observations :						

Fig. 1 : exemple de fiche de suivi utilisée pour l'indice nocturne

¹ Les pick-up peuvent nécessiter quelques aménagements afin que les observateurs puissent séjourner en toute sécurité sur le plateau arrière.

Ces vérifications sont à réaliser de préférence dès le retour de l'équipe, de façon à questionner immédiatement les personnes concernées. Elles peuvent notamment être effectuées au cours d'une collation qui, en plus de contribuer à une ambiance favorable aux discussions et à une fidélisation des observateurs, permet de retenir les participants pendant un temps suffisant.

Communiquer les résultats aux participants

La **responsabilisation** et la **motivation** des participants sont essentielles à la fiabilité des résultats. Il est donc important de les informer sur le travail réalisé, son intérêt et ses résultats.

De même, il est fortement conseillé de diffuser un **compte rendu** du suivi aux différents acteurs impliqués dans la gestion de la population de cerfs, afin de contribuer à la validation de ces mesures par l'ensemble des parties concernées.

Des pistes pour l'interprétation des tendances d'évolution de la population

Les erreurs d'interprétation

L'indice nocturne a été mis au point afin d'obtenir une information sur l'évolution de l'effectif global de la population de cerf ; cette technique n'est par conséquent pas ou peu adaptée au recueil d'autres informations : répartition géographique et sex-ratio de la population de cerfs, ratio faons/biches, effectifs de chevreuils ou de sangliers, etc.

Par exemple, la répartition géographique des cerfs observés pendant le suivi est spécifique à la période de l'année et aux quelques heures de la nuit pendant lesquelles se déroule le suivi. Elle peut ne pas être représentative de l'utilisation globale du milieu par la population ; les animaux peuvent fréquenter plus lon-

guement d'autres habitats, non systématiquement proches des lieux d'observation nocturne, pendant la journée et pendant les autres saisons.

Des interprétations à considérer avec précaution

D'après l'enquête réalisée, les gestionnaires utilisent parfois le résultat de la meilleure répétition ou le nombre d'animaux jugés différents. Lorsque l'échantillonnage limite les risques de double comptage, ces informations permettent d'obtenir une indication sur l'effectif minimal de la population ; ce minimum doit néanmoins être considéré avec précaution car il peut être très inférieur à l'effectif réel de la population.

Le résultat de la meilleure répétition correspond à l'effectif maximum observé au cours de la série annuelle. Il est un indice discutable car aucune précision ne peut lui être associée. De façon évidente, il est plus exposé aux aléas du suivi et de ce fait est susceptible d'être plus fluctuant que la moyenne des observations.

Le nombre d'animaux jugés différents (AJD), quant à lui, repose sur la comparaison des observations réalisées lors des différentes répétitions. Par exemple, si 50 grands mâles et 290 femelles et jeunes de moins de 2 ans ont été observés lors de la première sortie puis, 75 grands mâles et 250 femelles et jeunes de moins de 2 ans lors de la seconde, on retient comme nombre d'AJD : 75 mâles + 290 femelles et jeunes de moins de 2 ans, soit 365 individus. Ce calcul est envisageable à l'échelle de l'unité de gestion cynégétique, sous réserve d'identifications fiables des animaux. À une échelle plus fine (groupes d'individus notamment), il s'appuie sur l'hypothèse qu'un animal fréquente le même secteur lors de deux nuits consécutives. Or, les travaux actuels de radio pistage ont montré que certaines biches peuvent se déplacer sur de grandes distances au cours d'une

Exemple :

On considère les données issues de 5 années d'indice nocturne dans le massif de Boulogne-Beuvron. Quatre répétitions y sont effectuées chaque année.

■ La **moyenne** annuelle est calculée pour chaque année. Pour avoir une réelle signification, elle doit être associée à un **intervalle de confiance**, qui permet d'apprécier la précision de l'estimation réalisée. L'ensemble des informations peut ensuite être visualisé à l'aide d'un **graphique** (figure 2). Le résultat de la meilleure sortie est précisé à titre indicatif. Dans le cas présent, sa tendance est similaire à celle de la moyenne des observations. De larges intervalles de confiance sont associés aux moyennes, notamment en 2002 et 2006 du fait de la forte variabilité des observations. La moyenne des observations et le résultat de la meilleure sortie, quant à eux, montrent une tendance à la hausse sur plusieurs années consécutives, respectivement de 2002 à 2005 et de 2003 à 2005. Cependant, cette première interprétation doit être complétée par des analyses spécifiques. De plus, la simple comparaison des intervalles de confiance (chevauchement ou non) peut aboutir à des conclusions abusives ; ce raisonnement présente l'inconvénient de cumuler les risques d'erreur, et plus particulièrement, ceux de détecter des différences là où il n'y en a pas en réalité.

■ Afin de rester rigoureux dans l'interprétation, une série d'analyses statistiques est réalisée (risque d'erreur fixé à 5 %). **L'ANOVA** met en évidence une différence d'effectifs significative entre au moins deux années de suivi ($F = 3,67$ et $P = 0,0282$). Le résultat de **la comparaison multiple** de moyennes est moins net car certains tests n'iden-

nuit, et donc fréquenter des gagnages très différents d'une soirée sur l'autre (D. Storm, ONCFS, com. pers.). Même si la proportion d'animaux présentant un tel comportement dans une population est encore indéterminée, ceci montre combien le calcul du nombre d'AJD à une

interprétation des résultats du massif de Boulogne-Beuvron (41)

tifient pas de différence. Cependant, le test HSD de Tuckey montre que les résultats de 2002 et 2005 diffèrent significativement, les années 2003, 2004 et 2006 correspondant à des situations intermédiaires. Pour finir, ces résultats sont confrontés à ceux d'une méthode non paramétrique. Le test de **Kruskal-Wallis** n'identifie aucune différence entre années ($P = 0,070$), ce qui était prévisible étant donné que par nature ce test est moins susceptible d'identifier de faibles différences.

■ En conclusion, ces analyses statistiques conduisent à **relativiser les premières constatations graphiques** car elles ne nous permettent pas d'annoncer, de façon fiable, une hausse des effectifs dans la population entre 2002 et 2005. Une tendance peut être détectée mais elle est peu marquée. On note également l'intérêt de faire figurer sur la représentation graphique **le résultat de chaque répétition** (figure 2). En effet, en 2002 et 2006, ce sont les effectifs de 2 répétitions sur les 4 qui « tirent » la moyenne vers le bas. Peut-être les différences observées sont-elles davantage liées à des variations des conditions d'observations (conditions

météorologiques défavorables : une sortie sous la pluie en 2002 et températures froides en 2006).

■ Enfin, pour finir l'interprétation des résultats, il convient toujours de **prendre un minimum de recul** en replaçant le suivi dans son contexte. D'une part, il est primordial de s'interroger sur l'existence de différences quant aux **conditions de réalisation** du suivi entre ces cinq années. Certaines de ces différences sont susceptibles à elles seules d'expliquer les variations de l'indice. Y a-t-il eu des modifications de circuits susceptibles d'influer sur le nombre d'animaux observés ? La proportion de milieux ouverts (prairies, champs, parcelles en régénération...) ou de cultures agricoles appétentes a-t-elle fluctué ? Les conditions météorologiques ont-elles été exceptionnelles lors d'une année ? De même, il est important de se demander si des déplacements de population vers ou depuis un secteur non suivi ont pu intervenir. D'autre part, les conclusions du suivi aux phares sont à **confronter aux résultats des autres suivis** effectués localement.

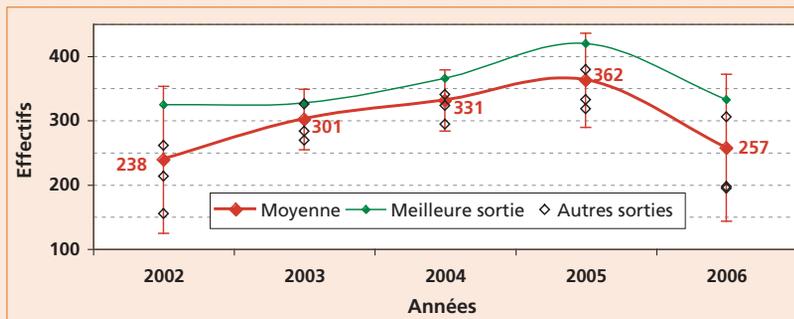


Fig. 2 : évolution du nombre moyen et du nombre maximum de contacts enregistrés à Boulogne-Beuvron

(Intervalle de confiance calculé pour un risque d'erreur fixé à 5 %)

échelle locale est à considérer avec méfiance.

L'indice à recommander

Les travaux de recherche actuels n'ont pas livré de réponse définitive quant à l'indice le plus pertinent. Pour le moment, **le nombre moyen d'individus observés** est envisagé.

De même, les outils à utiliser pour interpréter les évolutions de cet indice ne sont, à ce jour, pas identifiés. En effet, les effectifs observés étant issus d'un échantillonnage, il est nécessaire d'évaluer les incertitudes associées aux moyennes calculées, sinon le risque est d'observer des hausses ou des baisses de

population là où il n'y en a pas en réalité. Donc si on souhaite être rigoureux, les méthodes d'analyses statistiques s'imposent. Or, il ne semble pas évident d'identifier la ou les méthodes adaptées, parmi les nombreuses méthodes existantes.

Finalement, en attendant que les travaux scientifiques aboutissent, des méthodes d'analyses relativement simples seront à envisager. Un exemple de calcul est présenté en encadré ; il s'agit d'une démarche classique, qui nécessite néanmoins une bonne connaissance des outils utilisés et de leurs conditions d'application. Dans la pratique, certains gestionnaires devront vraisemblablement rechercher **un soutien matériel et technique** auprès de personnes compétentes sur ces questions.

Un nécessaire recul pour l'interprétation des tendances de la population

Comme le suivi n'est toujours pas validé par la recherche, le gestionnaire doit conserver du recul face aux résultats du suivi et rester prudent lors de l'interprétation des résultats. Cette notion de recul est d'autant plus cruciale lorsque le suivi mis en œuvre ne respecte pas les principes de base rappelés dans cet article. D'une part, il faut attendre qu'une tendance se confirme sur plusieurs années avant de conclure à une baisse ou une augmentation des effectifs dans la population.

D'autre part, de nombreux facteurs explicatifs doivent dans certains cas être pris en compte lors de l'interprétation des résultats. Par exemple, prenons le cas d'un échantillonnage très simplifié : un massif non clos, entouré d'une plaine agricole et pour lequel le suivi est restreint aux lisières agricoles, par manque de moyens. L'indice obtenu peut être exploité à condition de prendre en compte les facteurs susceptibles de faire fluctuer la proportion de la population qui fréquente la

lisière : surface des cultures agricoles appétentes, dérangements en plaine, dates d'application de produits phytosanitaires, disponibilités alimentaires en forêt, etc. En pratique, il sera souvent difficile de faire la part des choses et une brusque variation de l'indice suscitera souvent plus de questions que de réponses. Le risque est alors qu'un suivi trop simplifié devienne tout simplement inutile.

Un nécessaire couplage à d'autres suivis

Afin d'obtenir un faisceau d'informations complémentaires, il est très vivement conseillé de combiner les résultats de l'indice nocturne à des données concernant l'état d'équilibre du système population-environnement. Cependant, il est difficile de recommander d'autres suivis car aucun indice n'a à ce jour été validé pour le cerf. Des pistes existent néanmoins, au vu de certains travaux de recherche français et étrangers (Clutton-Brock *et al.*, 1982) ; il s'agit notamment de la masse corporelle des faons, du taux de gestation des bichettes et de la longueur des dagues (Bonenfant *et al.*, 2004). De même, des résultats seront bientôt disponibles quant à la pertinence de l'indice de consommation² pour le suivi des populations de cerfs (C. Baltzinger, Cemagref, comm. pers.).

Conclusion

Le présent article met en évidence les nombreuses incertitudes relatives au protocole de l'indice nocturne : par exemple, la méconnaissance des optima pour le nombre de répétitions, l'intensité d'échantillonnage, l'heure de départ, l'époque du suivi et les délais entre répétitions.

La recherche progresse sur certains points. Ainsi, d'après des résultats obtenus par l'ONCFS dans la Réserve Nationale de Chasse et de Faune Sauvage de la Petite Pierre (67), le suivi semble peu sensible ; sur ce site, il ne détecte que les

fortes variations d'effectifs dans la population.

Néanmoins, de nombreuses questions restent en suspens que ce soit en matière d'indice nocturne ou plus généralement de suivis applicables à l'espèce cerf. La plupart des réponses ne pourront être apportées que par la mise en place d'un réel processus de validation. Ceci nécessite notamment d'identifier, en partenariat avec les acteurs impliqués, des territoires de références où des études approfondies pourront être conduites.

En attendant les avancées de la recherche, le gestionnaire soucieux d'avoir un minimum d'information sur sa population de cerf, devra se contenter des outils communément admis, malgré la difficulté à évaluer les incertitudes qui leur sont associées.

Agnès ROCQUENCOURT

Michel DENIS

Yves BOSCARDIN

Cemagref, unité de recherche écosystèmes forestier
Nogent-sur-Vernisson
prenom.nom@cemagref.fr

Remerciements

Nous tenons ici à remercier, d'une part, la direction technique de l'ONF pour son soutien et, d'autre part, les responsables ONF locaux rencontrés à l'occasion des enquêtes pour leur implication dans ce travail et leur accueil chaleureux. Nous remercions également François KLEIN et David STORM de l'ONCFS, Nicolas MORELLET de l'INRA-CEFS, Christophe BONENFANT du CNRS/Université Lyon 1 et Serge BOURDAIS de la FDC 41 pour nous avoir fourni des informations précieuses pour la rédaction de cet article. Nous remercions aussi Christophe BOUILLY de la FDC 18 et Jean-Luc HAMANN de l'ONCFS pour les photographies transmises.

Bibliographie

BONENFANT C., 2004. Rôle des contraintes évolutives dépendantes du sexe en biologie des populations — L'exemple du Cerf élaphe (*Cervus elaphus* L.). Thèse de Doctorat, Université Claude Bernard — Lyon I : 326 p.

BONENFANT C. et KLEIN F., 2004. Evolution de la population de cerfs (*Cervus elaphus* L.) du Parc National des Cévennes. Rapport d'étude, Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage : 71 p.

CLUTTON-BROCK T.H., GUINNESS F.E. et ALBON S.D., 1982. Red deer. Behavior and Ecology of two sexes. *Wildlife Behavior and Ecology* - G. Schaller, ed. Chicago : 378 p.

DENIS M., 1995. Gestion des populations in Le Cerf à Arc-en-Barrois (52) : 1982-1986. Rapport d'étude, Office National de la Chasse : pp. 119-137.

LICOPPE A.M., 2002. Instruction concernant la réalisation du recensement nocturne. Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois : 3p.

OFFICE NATIONAL DE LA CHASSE, 1982. Méthodes de recensement des populations de cerfs — Notes techniques, fiche n° 9. Bulletin mensuel de l'Office National de la Chasse n° 62 : 12 p.

OFFICE NATIONAL DE LA CHASSE ET DE LA FAUNE SAUVAGE (2005). Protocole de suivi des tendances d'évolution des effectifs des cervidés (Cerf et Chevreuil) à l'échelle des unités de gestion. Protocoles de dénombrement et de suivi de la faune sauvage. Office National de la Chasse et de la Faune Sauvage : 6 p.

² Indicateur de l'utilisation de la flore forestière par les cervidés. Il remplace désormais l'Indice de Pression sur la Flore.

Dossier



Biodiversité et gestion forestière

Ce dossier précède la parution de nouvelles directives sur la prise en compte de la biodiversité dans la gestion courante des forêts publiques. Rien de spectaculaire : il s'agit ici de la biodiversité forestière « ordinaire », celle dont le forestier est particulièrement responsable, il faut en être conscient, et qu'on ne doit pas laisser s'éroder. Illustration en quelques exemples des enjeux et principes de gestion.

- p. 22 Quelques rappels en introduction par Christophe Gallemant
- p. 23 La biodiversité forestière. Les particularités des forêts publiques par Jean-Marc Brézard
- p. 28 La prise en compte de la gestion forestière dans les forêts publiques par Jean-Marc Brézard et Christophe Gallemant
- p. 34 Rôle et influence de la gestion forestière sur la diversité génétique par Alain Valadon et Brigitte Musch
- p. 37 L'influence des coupes et du mode de traitement sur la biodiversité forestière par Laurent Bergès
- p. 43 La gestion des lisières entre forêt et milieux ouverts par Marion Gosselin
- p. 48 Les effets des cervidés et du sanglier sur la biodiversité : des recommandations de gestion des populations par Christophe Baltzinger
- p. 52 Arbres à cavités et oiseaux cavernicoles – Les enseignements d'un suivi dans le pays de Bitche par Yves Muller
- p. 55 Enjeux du bois mort pour la conservation de la biodiversité et la gestion des forêts par Christophe Bouget
- p. 60 Le dispositif pour la conservation des vieux bois dans la direction territoriale ONF Ile-de-France Nord-Ouest par Nicolas Alban

Quelques rappels en introduction

La biodiversité, définitions et enjeux

La biodiversité, ou diversité biologique, désigne l'ensemble des formes de vie et des processus biologiques existant sur notre planète, dans tous les types d'écosystèmes, terrestres, aquatiques ou marins, naturels ou modifiés par l'homme.

Elle s'organise, schématiquement, en trois niveaux :

- la diversité des espèces, qui est la plus communément perceptible,
- la diversité génétique au sein de chaque espèce, qui correspond aux caractères propres à chaque individu,
- la diversité des écosystèmes, ou milieux, qui traduit la variété des niveaux d'organisation et des relations entre les espèces.

Une évolution permanente, indispensable au maintien de la vie sur terre

Loin d'être statique, la biodiversité est en constante évolution dans le temps ; elle est également animée d'une dynamique permanente dans l'espace. C'est pourquoi, une autre définition la présente comme « la dynamique des interactions entre les organismes vivants dans des milieux en changement ».

Elle est, en effet, « le moteur » essentiel qui permet aux écosystèmes de s'adapter aux modifications de l'environnement, notamment celles du climat, et de se reconstituer après une catastrophe ou une perturbation : c'est ce qu'on appelle la résilience. Ainsi, grâce aux capacités d'évolution qu'elle procure, la biodiversité assure le maintien de la vie sur terre.

Un patrimoine et des ressources pour l'humanité

Elle a également une valeur patrimoniale et culturelle. Ainsi, la disparition d'une espèce signifie-t-elle, pour l'homme et la planète, la perte irréversible d'un patrimoine génétique important.

Enfin, la biodiversité représente, pour l'homme, un potentiel, encore très largement inexploité, qu'il utilise, en permanence, pour se nourrir, se chauffer, se vêtir, se soigner, embellir son cadre de vie...

Une érosion alarmante

Cependant, à l'échelle planétaire, les activités humaines font subir à la biodiversité une érosion de plus en plus marquée. Les scientifiques s'accordent à dire qu'en 2050 la moitié des espèces pourrait avoir disparu et que nous sommes entrés dans la sixième crise d'extinction des espèces ; la dernière, qui avait des causes naturelles, ayant fait disparaître les dinosaures il y a 65 millions d'années.

Sachant que, lors des crises précédentes, plusieurs millions d'années ont été nécessaires pour cicatriser leurs dégâts, il est indispensable de tout mettre en œuvre pour stopper, au plus vite, l'érosion de la biodiversité. Faute de quoi, les conséquences de cette érosion pourraient considérablement limiter les bénéfices que l'homme en tire, voire menacer la propre survie de l'espèce humaine, qui est partie intégrante de la biodiversité.

Les forêts, réservoirs de biodiversité

Parmi les milieux naturels terrestres, les forêts et les espaces

associés sont ceux qui concentrent la diversité biologique la plus riche. C'est le cas, en France métropolitaine, où les forêts s'étendent des dunes littorales aux limites des alpages. Elles constituent le refuge d'une majorité des espèces animales et végétales, face à l'emprise croissante des zones urbanisées et à la banalisation des espaces agricoles. La biodiversité est encore plus exceptionnelle dans les forêts des départements d'Outre-Mer, dont bon nombre d'espèces reste à découvrir.

Ce constat investit les forestiers d'une responsabilité particulière qu'il faut assumer résolument, sans se sentir écrasé par l'ampleur des enjeux.

Christophe GALLEMANT

ONF, direction de l'environnement et du développement durable
christophe.gallemant@onf.fr

Que les forestiers d'Outre-Mer nous pardonnent !

Ce dossier n'illustre que la gestion de la biodiversité forestière métropolitaine, et encore n'aborde-t-il pas tous les aspects de cette gestion qui se veut « ordinaire ».

Il s'appuie pour l'essentiel sur les interventions du stage ONF/IDF « intégration de la biodiversité dans la gestion forestière » qui a eu lieu du 26 au 30 juin 2006 au campus ONF : chaque formateur devait en faire un projet d'article susceptible de publication dans Forêt Entreprise et dans les Rendez-vous techniques.

Voilà qui est fait, avec une certaine... diversité de styles et d'approches.

La biodiversité forestière

Les particularités des forêts publiques

Même si en France, la forêt gagne toujours en surface, la biodiversité forestière et des milieux associés à la forêt mérite des actions concrètes pour sa conservation. La plupart des forêts publiques, issues du domaine royal, ecclésiastique ou seigneurial ont traversé les siècles. Elles sont donc riches en espèces dépendant de l'arbre en forêt et on y trouve des habitats en bon état de conservation.

La forêt étant un milieu complexe et fragile, les gestionnaires forestiers ont le devoir de prendre en compte la biodiversité sous ses différents aspects et dans ses différentes composantes en terme d'espèces et d'habitats. Si l'on considère que les produits de la forêt comme le bois et le gibier sont les produits du fonctionnement de l'écosystème forestier, il nous semble possible d'affirmer que le gestionnaire forestier est un acteur de la biodiversité au même titre que les autres éléments vivants de l'écosystème. Vu sa capacité d'intervention, on peut le considérer comme un « gestionnaire de l'écosystème forestier » et non de la seule population d'arbres et de grands ongulés.

Après avoir présenté des éléments importants de l'histoire forestière et de la place des forêts publiques dans la continuité forestière, nous insisterons sur les particularités de l'écosystème forestier pour proposer un nouveau cadre d'action du gestionnaire de la forêt publique.

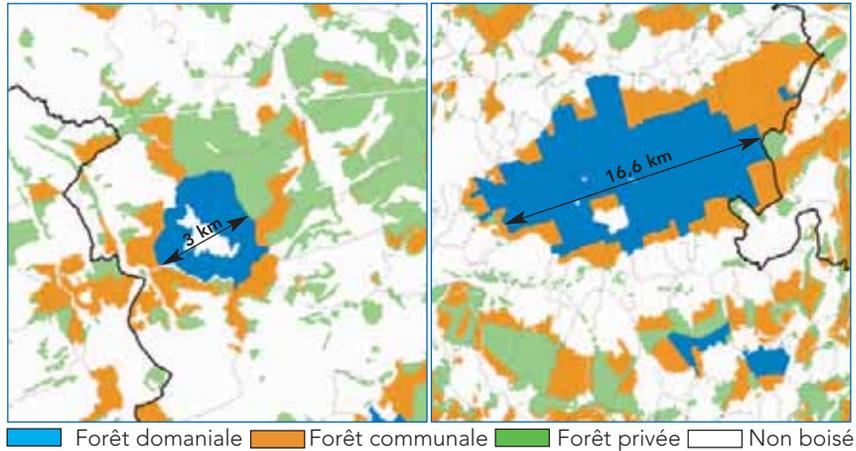


Fig. 1 : deux exemples de massifs forestiers où la forêt publique constitue le noyau central

À gauche la forêt domaniale de Blinfey (52) entoure la clairière défrichée par les moines ; elle voisine avec des forêts communales et des forêts privées dont un gros massif appartenant au châtelain voisin. À droite, la forêt royale de Chauvigny, exploitée pour fournir de l'énergie aux salines, a été amputée des morceaux donnés aux communes voisines au titre du cantonnement des droits d'usage à la fin du 19^e.

La forêt française actuelle : le fruit d'une histoire mouvementée

Dans les pays d'Europe tempérée, l'espace est occupé de longue date par des populations humaines de plus en plus importantes. Depuis le néolithique, les forêts ont donc été sollicitées pour répondre aux multiples besoins des sociétés. Les pratiques ont évolué au fil du temps en lien avec leur histoire (nomadisme puis sédentarisation, amélioration des techniques de l'agriculture, augmentation et diminution des populations en lien avec les invasions, les guerres, les grands épidémies...).

La pression exercée sur les forêts pour la fourniture du bois qui répondait à une grande partie

des besoins vitaux de la société s'est heureusement desserrée avec l'utilisation des énergies fossiles au cours du 19^e siècle. La forêt française métropolitaine n'est aujourd'hui globalement plus menacée de disparition. Elle est même **en constante augmentation** du fait de la déprise agricole ou des replantations. Selon les chiffres du ministère de l'Agriculture et de la pêche en 2003, près de 30 % du territoire soit 15,4 millions d'hectares étaient couverts de forêt (en incluant les peupleraies) alors qu'il y en avait 12 millions d'hectares en 1950 et 9 millions vers 1830.

En outre, le volume sur pied déjà important, s'accroît encore.

La forêt française est moins artificialisée par exemple que la forêt

allemande qui a connu d'importantes transformations par plantation de résineux. Les chiffres de l'Inventaire forestier national montrent que les chênes (sessile et pédonculé) puis le pin maritime et le hêtre sont les essences dominantes. Les forêts françaises sont en majorité (87 %) « **semi-naturelles** » au sens où les essences qui les constituent sont des essences autochtones.

Une grande partie de la forêt française et la majeure partie de la forêt publique présentent toutes les caractéristiques favorables à la présence d'une diversité d'espèces et d'habitats ; le public se la représente d'ailleurs comme un symbole de nature.

L'importance des noyaux forestiers anciens pour la biodiversité

Un élément important pour la biodiversité forestière est la **continuité forestière dans le temps**.

Il y a en France des forêts où des arbres en peuplement étaient déjà présents il y a plusieurs centaines d'années. Les écosystèmes forestiers y sont très riches dans leur composition en habitats naturels et en espèces de faune, flore ou fonge et microorganismes (même si leur histoire est évolutive, moins linéaire qu'on l'a longtemps pensé).

La plupart des **forêts publiques** répondent à ce schéma du fait de leur histoire foncière protégée, liée à leur origine royale, ecclésiastique ou seigneuriale.

De fait, un massif boisé se présente souvent sous la forme d'un noyau central constitué d'une forêt domaniale provenant d'une propriété de la Couronne ou du Clergé confisquée à la Révolution avec une bordure de

forêts communales provenant du cantonnement des droits d'usages¹ des populations sur le massif au 19^e siècle (figure 1). Des enclaves dans le massif, aujourd'hui boisées ou dans leur état ancien (plans d'eau par exemple), correspondent à des parcelles non boisées vendues à la Révolution au même titre que les bâtiments monastiques.

Certaines forêts de la noblesse, conservées ou récupérées à la Restauration par leurs propriétaires, peuvent aussi constituer de vastes entités forestières particulièrement dans l'ouest de la France où elles forment des noyaux forestiers importants dans une trame de bocage, sorte de « forêt linéaire » qui présente un grand intérêt pour la biodiversité du fait de la présence d'arbres têtards ou d'émonde.

Selon la situation géographique (plaine ou montagne), on trouve en périphérie de ce noyau central de forêt ancienne des bois ou des forêts privées, issus de la colonisation (par voie naturelle ou par plantation) de champs ou pâtures abandonnés par l'agri-

culture à cause de leur situation éloignée du village, de leur petite taille, du relief difficile ou de la disparition de l'activité agricole.

Les « noyaux » forestiers anciens servent donc de réservoir d'espèces pour les forêts plus jeunes.

Continuité forestière : l'importance des gros et vieux arbres

Le paysage forestier a beaucoup changé au cours des siècles. Jusqu'à la révolution industrielle, la forêt subissait une forte pression pour l'approvisionnement en bois-énergie des populations locales mais aussi des grandes villes, pour la fourniture de bois de construction des bâtiments, pour la fabrication de contenants et d'ustensiles alimentaires, pour la production de bois de marine pour les bateaux, pour la nourriture des hommes et de leurs troupeaux... La continuité forestière a cependant été assurée par les gros arbres qu'il était interdit de couper et que les outils manuels ne pouvaient que



C. Lagarde, ONF

La New Forest aujourd'hui

¹ Qui s'est traduit par l'affectation en pleine propriété à la commune (ou section) d'un morceau de la forêt domaniale.



Paysage forestier du 18^e siècle

Ministère de la Culture, base Joconde

difficilement rendre accessibles aux voleurs.

L'image actuelle de la New Forest à l'ouest de l'Angleterre donne une idée de l'aspect de la plupart des forêts de plaine qui subsistaient au moment de la Révolution française.

Aujourd'hui, les moyens mécaniques modernes font craindre la disparition des supports de biodiversité que sont les vieux et gros arbres dans un souci de les remplacer par des jeunes tiges soumises à une sélection sévère sur des aspects de vigueur et de forme.

Dans les milieux agricoles, la disparition du bocage et des pratiques de la taille en têtard ou de l'émondage, qui facilitent l'entrée des champignons et insectes dans le bois, constitue une autre menace pour des espèces devenues rares en Europe. Les paysages agricoles actuels sont simplifiés au profit de la mécanisation : l'arbre isolé ou le bosquet sont une gêne.

Les particularités des écosystèmes forestiers

Comparée aux formations terrestres herbacées, la forêt est un **milieu complexe** constitué majo-

ritairement d'espèces végétales **pérennes** avec des tissus de soutien constitués de **lignine**. Le peuplement forestier avec ses différentes espèces d'arbres de tailles et de conformations variées, d'arbrisseaux, d'arbustes, de lianes et de plantes herbacées intercepte une grande partie du rayonnement solaire et dans une moindre mesure des précipitations. Il en résulte sous le couvert un microclimat particulier, « tamponné », qui amortit les températures extrêmes et qui caractérise l'écosystème forestier. Au niveau du sol, **l'humus** est une autre caractéristique de la forêt. Interface entre les horizons profonds du sol et l'atmosphère, l'humus a une composition chimique en lien avec la roche-mère et avec les apports des végétaux aériens qui fournissent de la matière à une multitude d'organismes décomposeurs.

Les trois dimensions spatiales de la forêt

La forêt est un **espace en trois dimensions**. La dimension verticale est la plus originale car, comparée aux autres formations végétales, c'est la plus développée (dans l'air, en hauteur totale

et en nombre de strates de hauteurs différentes, et de la même façon sous la surface du sol). Les dimensions horizontales sont également importantes du fait des variations brutales ou progressives du substrat géologique, du relief, de l'exposition, de la composition en essences, du couvert des houppiers. Le nombre de **microhabitats** différents disponibles pour des espèces vivantes est donc très élevé.

L'arbre est l'élément **structurant** de la forêt. Le résultat d'une longue co-évolution des espèces vivant en forêt fait que la majorité des espèces ligneuses ne sauraient prospérer sans l'aide d'autres organismes, les **mycorhizes** – association à bénéfices réciproques entre des champignons et les racines de l'arbre et/ou des bactéries fixatrices d'azote (qu'on trouve chez les Fabacées comme les cytises, le robinier et les aulnes).

La forêt est un écosystème où les fonctions d'assimilation, de consommation, de recyclage sont tenues par des espèces ou plus souvent par des groupes d'espèces spécialisées - on parle de **groupes fonctionnels**. Par exemple au niveau des cycles trophiques, on identifie le groupe des producteurs primaires que sont les végétaux chlorophylliens puis ceux des consommateurs primaires, celui des consommateurs secondaires et enfin celui des détritivores ou décomposeurs de la matière morte constituée principalement par la lignine.

La quatrième dimension : le temps

A l'échelle du massif forestier, la forêt « naturelle » présente **une apparente stabilité** à l'échelle de la vie humaine mais sur une longue durée de temps, l'équilibre évolue sous les pressions des

facteurs physiques (changements du climat, perturbations d'intensité variable) ou biotiques (mutations, compétition entre espèces, extinctions, recolonisations).

A une échelle spatiale plus fine, il existe un équilibre entre **maturat**ion et **rajeunissement** par la mort naturelle d'arbres isolés suivie de leur écroulement ou par des modifications de peuplements complets du fait de **causes abiotiques** (le vent, le feu, ...) ou **biotiques** (attaques de parasites) qui libèrent de l'espace pour la régénération.

Il est habituel de comparer le fonctionnement de la **forêt « cultivée »** par l'homme pour la production de bois et celui d'une **forêt « naturelle »** sans intervention de l'homme (même si en Europe tempérée, il n'existe pas de forêt qui n'ait pas été influencée à une échelle ou à une autre par l'action humaine). La durée du **cycle sylvigénétique** qui couvre la totalité de la vie de l'arbre jusqu'à l'assimilation complète de la matière est beaucoup plus longue que celle du **cycle sylvi**cole qui s'interrompt avec la récolte de bois à son optimum technologique, économique ou financier selon le choix du gestionnaire ou du propriétaire.

La biodiversité forestière : question d'ambiance, de supports et de niches

La forêt abrite des espèces de **faune**, de **flore**, de **fonge** et des **microorganismes** (bactéries et virus) qui lui sont propres car elles y trouvent à la fois un milieu tamponné au niveau du climat et également des supports de vie qui n'existent pas dans les autres milieux. Ce sont les arbres vivants bien sûr et tous les autres ligneux mais il y a aussi les arbres vieillissants ou morts et le bois mort au sol sous différents états de décomposition, d'exposition au soleil, ...

En forêt comme sur le reste des terres émergées, les **invertébrés**

constituent la majorité des organismes de la faune; de nombreuses espèces du sol et de la surface ne sont pas connues car elles sont de petite taille ou visibles seulement dans une phase courte de leur développement. Ainsi, la moitié des coléoptères forestiers ont un développement larvaire qui se fait dans le **bois mort** pendant plusieurs années, les adultes ailés n'étant visibles que durant les quelques jours ou semaines où ils assurent la reproduction de l'espèce.

Un tiers des oiseaux forestiers nichent dans des **cavités d'arbres** : les Pics sont des cavicoles primaires ; ils creusent des cavités réutilisées ensuite par des cavicoles secondaires (mésanges, pigeon colombin, chouettes... mais aussi chauves-souris, loir, martre, insectes).

Pour simplifier, on peut dire que chaque espèce de l'écosystème a une place qui lui permet de tenir son rôle sans empiéter trop fortement sur une autre espèce : à chacun sa **niche** ! Plus il y a de niches, plus il y a de places pour des espèces différentes et plus l'écosystème peut s'adapter à de nouvelles conditions du milieu – si toutefois ces espèces ont des populations locales assez abondantes, viables et génétiquement diversifiées. La notion de « **résilience** » désigne la capacité de l'écosystème à revenir à un état d'équilibre assurant son bon fonctionnement après une perturbation. Plus grande sera cette capacité s'il y a un nombre important d'espèces capables de recréer un nouvel équilibre.

La place du forestier dans l'écosystème forestier : pour une nouvelle définition !

Il apparaît donc que les forêts publiques et en particulier celles qui existent depuis plusieurs siècles ont une grande responsabilité dans la conservation de la

biodiversité qui est liée aux peuplements forestiers ou aux vieux arbres (ainsi qu'aux milieux associés à la forêt).

L'ONF a également une responsabilité en terme de biodiversité génétique en tant que récolteur et marchand de graines d'arbres forestiers et comme utilisateur de plants. Il intervient également par la sylviculture qui, tant par les travaux de régénération naturelle ou artificielle et d'amélioration, que par les coupes, sélectionne les essences et les meilleurs individus pour la production de bois.

Nous proposons de remplacer l'expression courante réaffirmée dans l'instruction et le guide de 1993 « le forestier prend en compte la biodiversité dans la gestion forestière ». L'affirmation « le forestier gère la biodiversité dans l'écosystème forestier » correspond, à notre sens, mieux à la place de l'homme dans un système complexe et global où interagissent des facteurs biotiques (liés aux êtres vivants) et abiotiques (liés au climat, à la composition chimique et aux caractéristiques physiques du sol). S'exprimer ainsi, c'est donner une nouvelle image du gestionnaire d'une forêt !

Progressivement toute décision de gestion devra être envisagée selon une approche globale ou comme le disent les anglosaxons une **approche écosystémique** (ecosystem approach) c'est à dire en ayant une vision **globale** du système sur lequel il y a un projet d'intervention et non plus une séparation intellectuelle entre l'état du milieu naturel et l'impact des usages qu'en fait l'homme.

Ceci signifie que les impacts d'un projet doivent être analysés sur **toutes** les composantes de l'écosystème et non pas seulement par rapport à la fonction dont elle dépend ou pour répondre à la demande de la société

La forêt domaniale vue à travers le bilan patrimonial

Dans le bilan patrimonial des forêts domaniales publié en 2006, 10 indicateurs concernent la biodiversité :

■ L'organisation spatiale des peuplements montre que 15 % des terrains domaniaux sont des milieux ouverts ; par ailleurs, la forêt domaniale est peu fragmentée,

■ La structuration verticale est du type futaie régulière (72 %) ; le mélange futaie-taillis représente encore presque 20 % de la surface,

■ Les peuplements sont en moyenne composés de 2 ou 3 essences principales (une seule dans les Landes, 3 ou plus dans l'Est en précisant que chêne sessile et chêne pédonculé sont confondus).

■ Le volume de bois mort à l'hectare : 1,3 m³/ha ! L'indicateur utilise les seules données existant à l'IFN pour le calcul de la production qui est le bois mort de moins de 5 ans, données datant en plus d'avant les tempêtes de décembre 1999. La tendance est à l'augmentation. S'il est évident que des efforts sont à faire, une méthode de collecte de la donnée la plus exhaustive possible est à mettre en œuvre (un essai dans le département du Haut-Rhin avant tempête donne 6,6 m³/ha),

■ La régénération naturelle prédomine,

■ Le suivi des oiseaux communs est effectué annuellement depuis 2004 par le réseau avifaune. Les résultats 2004 montrent que les forêts domaniales sont plus riches en espèces et en nombre d'individus par espèce que la moyenne des forêts françaises,

■ Les 4 autres indicateurs concernent la biodiversité « remarquable » : les surfaces de forêts domaniales sous statuts de protection forts, les surfaces répertoriées dans les inventaires du patrimoine naturel (Znieff, Zico), les surfaces qui ne sont volontairement plus exploitées (réserves biologiques intégrales, parties non exploitées des réserves naturelles nationales et des réserves biologiques dirigées) et l'état des connaissances sur 3 espèces d'oiseaux pour lesquelles la forêt domaniale ou l'ONF a un rôle important : balbuzard pêcheur, cigogne noire et milan royal.

humaine (production de bois, protection contre les risques naturels par exemple).

Avec l'instruction et les guides thématiques à venir, avec les guides de sylviculture nouvelle formule (et leurs déclinaisons dans les processus concernés),

l'ONF se met en ordre de marche pour adopter cette approche intégrée dans ses pratiques courantes d'aménagement et de gestion des forêts publiques.

Jean-Marc BRÉZARD

ONF, direction technique
jean-marc.brezard@onf.fr

BIBLIOGRAPHIE

BARBAULT R., 1997: biodiversité, coll. les Fondamentaux, Hachette supérieur, 159 p.

BLANDIN P., 1995 : les forêts : développement ou conservation durable ? ; courrier de l'environnement de l'INRA, n° 25, septembre 2005

GOSELIN M., LAROUSSINIE O. (coord.) , 2004: Biodiversité et gestion forestière, connaître pour préserver, synthèse bibliographique, Cemagref, Gip Ecofor, 320 p.

CINOTTI B., 1996 : évolution des surfaces boisées en France : proposition de reconstitution depuis le début du XIXème siècle. Revue forestière française, vol. 48, p . 547-562.

MARTY P. (coordonné par), 2005 : les biodiversités, objets, théories, pratiques ; CNRS éditions, 261 p.

Ministère de l'agriculture et de la pêche, indicateurs de gestion durable, édition 2005, Paris, 148 p.

O.N.F., la vie de la forêt, coll. Les hommes et la nature, Paris, 48 p.

O.N.F., 2006 : bilan patrimonial des forêts domaniales. Paris, ONF, 308 p.

VALLAURI D. et al, 2005 : bois mort et à cavités, une clé pour les forêts vivantes. Tec & Doc, Lavoisier, 405 p.

La prise en compte de la biodiversité dans les forêts publiques

De la pérennité de la forêt à la gestion de la biodiversité

Il est de tradition, chez les forestiers français, de faire remonter à **l'Ordonnance de Brunoy de 1346**, la prise en compte de la **protection de la forêt** par l'État, et la première définition du principe de gestion « soutenable » des forêts. Le souci légitime du roi Philippe VI de Valois était, alors, de concilier la protection de la forêt vue comme **capital naturel producteur de bois et de gibier** et **l'utilisation agricole** qui en était faite pour des cultures temporaires, le pacage des troupeaux, le prélèvement de litière pour le bétail et d'humus pour enrichir les terres. La délimitation de tiers puis de quart en réserve dans les forêts royales, ecclésiastiques et des communautés villageoises a permis de conserver au cœur des massifs des peuplements riches en arbres de futaie car connaissant une pression d'exploitation bien moindre que les coupes plus proches des villages qui étaient exploitées à intervalles réguliers souvent courts.

La biodiversité en a profité et s'est même adaptée à ces usages. Les organismes saproxyliques se sont maintenus dans les arbres de la « réserve » conservés puisque le « manant » n'avait droit qu'au ramassage du « bois mort, sec et gisant ». D'où l'idée longtemps diffusée dans les écoles forestières qu'une sylviculture soucieuse de maintenir le capital producteur de bois préserve également la biodiversité : c'est la notion « d'effet de sillage ».

On trouve ainsi dans le guide des forêts de France de Plaisance (1961) l'affirmation que « les mesures conservatrices d'une sylviculture moderne... qui augmentent le couvert » ont pour résultats

« l'amélioration du sol, de la faune, de la microfaune et de la microflore ».

De « l'effet de sillage » aux mesures pour la biodiversité

La notion d'« effet de sillage » a été contestée dans les années 1990 (Barthod, 2001). En effet, si l'un des principes fondateurs de la sylviculture est d'« imiter la nature », il est également de « hâter son œuvre » en récoltant les arbres, avant que la qualité de leur bois ne s'altère et, bien souvent, en « faisant propre » après les coupes. Par conséquent, une exploitation à l'optimum économique, même si elle se soucie de conserver le capital ligneux, réduit de manière significative la diversité biologique liée au bois mort et aux vieux arbres. Les moyens techniques modernes (tronçonneuses, abatteuses, tracteurs), en permettant des interventions plus fortes et en rendant accessibles toutes les zones boisées (par routes, câbles ou hélicoptère) peuvent encore accentuer l'effet défavorable de la sylviculture sur les espèces inféodées à la forêt fermée et celles liées au sol forestier. En parallèle, les connaissances sur les espèces forestières dont les plus nombreuses sont des invertébrés et des champignons, et en particulier celles qui vivent dans le sol ou le bois mort, montrent leur haut degré de spécialisation, leur faible mobilité et leur importance dans le bon fonctionnement des cycles bio-géochimiques. Les évolutions sylvicoles doivent donc s'accompagner de mesures précises délibérément **orientées pour préserver la biodiversité**.

Parmi les premières mesures, les réserves

Sous la pression de la société des artistes de Barbizon et des

touristes, les forestiers ont créé dès 1853 les séries artistiques de Fontainebleau, la délimitation du polygone d'ornementation du monastère de la grande Chartreuse et d'autres séries à vocation d'abord esthétique.

Les forestiers sont également à l'origine de la création dès 1913 du parc national de la Bérarde qui préfigurera le parc national des Écrins (initialement parc du Pelvoux) créé 60 ans plus tard. Les premières réserves biologiques sont créées dans les colonies dans les années 1930 et font l'objet de controverses avec les partisans des réserves naturelles de l'époque.

Au menu de la séance inaugurale du Conseil national de la protection de la nature en France du 13 janvier 1947 figure l'inventaire des parcs nationaux et des réserves. Le Professeur Guinier, directeur honoraire de l'École nationale des eaux et forêts, en parlant des réserves de Fontainebleau précise la différence entre réserve forestière **intégrale** et réserve forestière **dirigée** en ajoutant que « certains **arbres isolés**, qui ne présentent par eux-mêmes aucun intérêt, abritent des insectes intéressants » et qu'« il convient donc de les maintenir. De même, le curage des mares... devrait être fait de manière à ne pas bouleverser la faune et la flore qu'elles abritent ».

Plaisance dans son guide des forêts de 1961, dit qu'« il suffit de **conserver quelques arbres morts** pour assurer la perpétuation de certaines espèces animales menacées, pour attirer les oiseaux utiles » car « les arbres morts sont de merveilleux réceptacles et foyers de propagation de multiples insectes ».

Les vieux bois du Romersberg

1991 : la mise en régénération d'une parcelle de la forêt domaniale du Romersberg en Moselle déclenche une vive réaction des naturalistes locaux. L'ONF décide alors d'en réviser l'aménagement par anticipation en créant un comité de pilotage rassemblant les parties intéressées.

Au préalable, les 420 hectares du massif font l'objet d'études écologiques et naturalistes. Il est décidé de conserver des sur-réserves à vocation écologique, de mettre en place des îlots de vieillissement et de délimiter une série d'intérêt écologique pour les milieux humides.

L'aménagement, établi pour la période 1996-2010, met en place une gestion réellement intégrée visant à préserver les richesses biologiques (gobemouche à collier, pics, ormes lisses, population de blaireaux, mares), le paysage, l'accueil du public tout en maintenant la production de chêne de qualité.

15 ans plus tard, pour préparer la révision de l'aménagement, il est nécessaire de faire le point des évolutions en actualisant certaines études et en s'appuyant sur le document d'objectifs du site Natura 2000. Un des îlots de vieillissement, constitué d'un peuplement d'aspect médiocre ayant vu son stock de bois mort accru par la tempête de décembre 1999 sera transformé en îlot de sénescence ; de nouveaux îlots de vieillissement à vocation mixte production et biodiversité seront délimités. Ils sont nécessaires car les sur-réserves isolées dans les parcelles régénérées ne sont pas suffisantes pour les espèces de la forêt fermée.



JM. Brézard, ONF

Lichen Lobaria pulmonaria sur vieux chêne



JM. Brézard, ONF

Îlot de sénescence

Après la conférence de Rio (1992), des textes très formalisés de préconisations pour la biodiversité

Dès 1993, c'est-à-dire très rapidement après la Conférence des nations unies pour l'environnement et le développement de Rio de

Janeiro et la publication de la Directive européenne sur la protection des habitats, de la faune et de la flore, le Ministère de l'agriculture a publié une circulaire définissant une politique nationale de prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière. Cette circulaire a été traduite et complétée immédia-

tement par l'ONF dans ses premières **directives de prise en compte de la diversité biologique dans l'aménagement et la gestion des forêts publiques**. Celles-ci distinguent les mesures fortes à prendre dans le cadre de la **gestion spéciale**, visant la conservation d'espèces et d'habitats connus pour leur

Les autres documents

Les directives nationales ont été complétées par des documents nationaux : le bulletin technique sur « l'ONF et la diversité génétique des arbres forestiers » (1999), le guide pratique « arbres morts, arbres à cavités : pourquoi, comment ? » (1999), le classeur « prise en compte de la diversité biologique dans l'aménagement et la gestion forestière » (2000), le numéro hors-série de Rendez-vous techniques « la diversité génétique des arbres forestiers : un enjeu de gestion ordinaire » (2004) et par des notes régionales sur la biodiversité en forêt.

L'ONF a par ailleurs participé à l'élaboration des 2 classeurs « gestion forestière et diversité biologique : Identification et gestion intégrée des habitats et espèces d'intérêt communautaire » pour les domaines atlantique et continental (programme Life 2000) avec l'IDF et l'Engref et aux Cahiers d'habitats Natura 2000 (dont les 2 volumes concernant les habitats forestiers sont parus en 2001).



rareté ou leur fragilité sur des zones bien identifiées (séries d'intérêt écologique, réserves biologiques dirigées ou intégrales, ces dernières pour préserver des peuplements sub-naturels ou pour constituer un réseau représentatif des habitats forestiers présents dans les forêts publiques) et des mesures simples mais à appliquer sur tout l'espace géré dans le cadre de la **gestion courante**. Le manuel d'aménagement de 1997 a précisé ensuite les analyses, les mesures et les décisions du plan de gestion à mettre en œuvre pour ce faire.

La biodiversité génétique des essences forestières a fait l'objet d'une Instruction en 1994.

L'évolution de la doctrine existant depuis 1981 sur les **réserves biologiques** – espaces dédiés à la

conservation d'éléments de biodiversité (pour les RBD) ou à la libre expression et l'étude des mécanismes naturels (pour les RBI) — a été traduite dans les instructions de 1995 et 1998.

Le traumatisme créé par les tempêtes des 26 et 27 décembre 1999 a incité l'ONF à mettre à profit l'expérience des pays ayant connu la même situation de crise : les enseignements tirés de l'expérience allemande en 1990 ont été à l'origine de la publication du **guide pour la reconstitution des forêts après tempêtes** (ONF, 2001) qui en plus des recommandations pour préserver la biodiversité ordinaire prône un moindre interventionnisme et une utilisation optimale des processus naturels.

La mise en pratique

La mise en œuvre de ces directives s'est appuyée sur de nombreuses **formations** professionnelles nationales ou régionales, des articles dans les différents supports de communication interne de l'ONF... Les faits les plus récents sont la création de **réseaux de compétences naturalistes**, l'individualisation d'une Direction de l'environnement et du développement durable (DEDD) en 2004 et la mise en place du Fonds pour l'Environnement et le Développement Durable (FEDD) en 2005 : ils permettent à l'ONF d'initier ou de s'associer à des actions portant sur les thèmes de la biodiversité, de la lutte contre l'effet de serre, du développement durable et des actions de communication sur ces sujets, de renforcer des **partenariats** existants ou de mettre en place de nouveaux contacts avec les acteurs de la conservation de la nature et de la recherche, de participer à des programmes de recherche, à des colloques nationaux et internationaux sur la biodiversité...

L'importance que l'ONF accorde à la biodiversité dans la gestion des forêts publiques s'affiche vis-à-vis des tutelles et des partenaires. Elle imprègne les contrats Etat-ONF : certification Iso 14001, écocertification PEFC, bilan patrimonial de la forêt domaniale, création d'un réseau de réserves, etc. pour la période 2001-2006 et, pour le nouveau contrat 2007-2011, poursuite des actions précédentes, maintien d'une trame de vieux arbres et optimisation de l'équilibre forêt-gibier, renforcement et développement de réseaux d'observation, de veille, d'évaluation de la biodiversité. La « **performance environnementale** » s'affirme aussi dans le rapport annuel de gestion durable de l'Établissement, qui entretient des relations étroites avec les principaux acteurs de la conservation de la biodiversité.

Les directives (instruction et guides thématiques) en cours d'actualisation à l'ONF pour la prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière reprennent et complètent celles de 1993 en s'appuyant sur les apports de la recherche et de l'observation scientifique mais aussi sur l'expérience pratique acquise par les gestionnaires forestiers publics et privés. Certaines mesures détaillées en 1993 sont précisées pour leur application dans les directives régionales et les schémas régionaux d'aménagement (DRA ou SRA), les guides de sylviculture ou autres guides thématiques. Il s'agit par exemple du mélange des essences, de la diversité des types de structures de peuplements, de l'utilisation raisonnée des produits agropharmaceutiques et des amendements du sol, des précautions à prendre, en matière de techniques ou de calendrier d'intervention, avant d'entreprendre travaux et coupes, de la recherche d'un équilibre convenable entre forêt et grands ongulés, de la conservation de milieux humides et des milieux ouverts.

D'autres thèmes, comme la **diversité génétique**, seront beaucoup mieux explicités qu'en 1993 ; c'est aussi le cas du **bois mort et des vieux arbres**, deux supports de biodiversité qui, avec la phase pionnière du cycle sylvigénésique, sont peu représentés dans le cycle sylvicole de production de bois et ont une importance primordiale pour la conservation des espèces du complexe saproxylique et le fonctionnement de l'écosystème forestier.

L'évaluation technique et économique des actions en faveur de la biodiversité

Dans le cadre de la gestion multifonctionnelle, le « pilotage » des actions en faveur de la biodiversité (pour adapter leur intensité ou en prévoir de nouvelles) nécessite non seulement de **sui-**

Les actions du programme Life de Bourgogne

L'ONF Bourgogne et le Conservatoire des sites naturels bourguignons se sont associés avec la Diren, les collectivités locales pour conduire pas moins de 189 actions dans le cadre d'un programme Life portant sur les forêts et habitats associés de la Bourgogne calcaire de 1999 à 2003.

En forêt, le programme a porté sur la mise en place d'îlots de vieux bois avec une estimation des immobilisations en valeur des bois non récoltés, des travaux d'irrégularisation de peuplements et des travaux de restauration au profit d'habitats ou d'espèces remarquables. Les milieux associés (combes froides, marais tuffeux, pelouses et falaises) ont fait l'objet d'interventions de restauration. Des documents techniques de grande qualité présentant les milieux et les espèces (en particulier les insectes liés aux différents types de bois mort ou d'arbres âgés) ont été diffusés et sont utilisés pour la formation des gestionnaires et la sensibilisation du public.



vre leur mise en œuvre effective, mais également **d'évaluer leur « efficacité »**.

C'est ainsi qu'ont été prévus, en vertu de la politique environnementale de l'ONF, des indicateurs de suivi des mesures les plus significatives : réserves biologiques, îlots de vieux bois (vieillesse ou sénescence)...

En outre, l'ONF participe aux réflexions menées par le GIP Ecofor pour le compte du ministère de l'environnement et du ministère de l'agriculture, afin de définir de nouveaux indicateurs pertinents de suivi de la biodiversité forestière. Les réseaux de compétences naturalistes travaillent eux aussi sur ce thème, en partena-

riat avec le Muséum national d'histoire naturelle, pour mettre au point des protocoles de suivi normalisés de plusieurs groupes d'espèces (chauve-souris, insectes du bois mort).

Ce pilotage s'appuiera sur les bases de données nationales, que met en place la DEDD : observatoire des réserves biologiques (ORB), déployé fin 2006 et base de données naturalistes (BDN), dont la première version est prévue pour fin 2007-début 2008.

En complément de ce pilotage technique, l'intégration dans la gestion forestière de mesures en faveur de la biodiversité doit pouvoir s'appuyer sur une **évaluation économique**.

Certaines mesures prises pour la biodiversité peuvent facilement être intégrées, « internalisées » dans les **pratiques courantes** : elles ne coûtent rien ou génèrent même dans la plupart des cas, des économies, car elles vont à l'encontre de tout « acharnement sylvicole » et font travailler l'intelligence du forestier : ainsi pourquoi reboiser toutes les petites trouées de chablis ou les plages mal régénérées de quelques ares alors que ces opérations ont un coût de suivi prohibitif et que ces trouées apportent souvent une grande diversité floristique ? Pourquoi broyer ou faucher l'herbe dès mai-juin et tous les ans sur les accotements de toutes les routes revêtues ou empierrées alors que seuls les tronçons nécessitant de la visibilité pour la sécurité doivent l'être tôt en saison ? Tout le monde s'y retrouve : le gestionnaire qui économise des euros, la flore qui peut produire des semences, la faune qui peut mener jusqu'à son terme sa nichée (pour les oiseaux) ou sa

portée (pour les mammifères) ou son cycle de développement larvaire (pour les insectes ou les amphibiens).

De la même manière, la conservation d'arbres morts, sénescents ou à cavités en choisissant des sujets de faible valeur économique (arbres mal conformés, feuillus tendres comme le tremble ou le bouleau) est une mesure à coût marginal très facilement adoptée par les forestiers publics.

Quand une action plus poussée est envisagée pour la biodiversité, par exemple conserver un volume important de très gros arbres et de bois mort ou ne pas reboiser un grand espace ouvert du fait de la présence d'une espèce comme l'engoulevent, une **étude de l'impact** de cette action en analysant les avantages et les inconvénients en termes écologiques, économiques et sociaux, peut s'avérer nécessaire. En s'appuyant sur des cas concrets, l'ONF s'efforce actuellement de définir, avec l'appui de spécialistes,

une méthode d'analyse technique et économique, mettant en balance d'une part, les coûts à court terme des mesures envisagées en matière de travaux ou de perte de revenu bois, par exemple et, d'autre part, les bénéfices écologiques et socio-économiques attendus à moyen ou à long terme, tels la résistance accrue aux pathogènes, une meilleure résilience par rapport aux aléas, ou une plus forte attractivité pour l'accueil du public.

Enfin, il importe de prendre en compte dans l'intensité des actions en faveur de la biodiversité, les financements extérieurs mobilisables. Dans les zones Natura 2000, qui concernent plus du tiers des forêts domaniales et un quart des forêts communales, de nouveaux dispositifs économiques existent : ce sont d'une part, les **contrats Natura 2000**, qui permettent le financement contractuel des actions dépassant les pratiques actuelles afin de maintenir ou restaurer la biodiversité (maintien de zones ouvertes par broyage de la végétation ligneuse, restauration de zones humides...), et d'autre part, les **chartes Natura 2000**, qui visent à encourager les « bonnes pratiques » en faveur de la biodiversité en ouvrant droit à des dégrèvements fiscaux pour ceux qui s'engagent à les mettre en œuvre.

Enfin, si les industriels ou les aménageurs d'infrastructures linéaires (autoroutes, TGV, lignes électriques, gazoducs...) sont bien évidemment tenus de respecter les procédures d'étude d'impact, d'installations classées et de mesures compensatoires, il leur est possible de réaliser des actions de restauration de la biodiversité pour compenser les atteintes **résiduelles** liées à leur activité ou pour améliorer leur image. Des mécanismes de compensation biodiversité « **crédits biodiversité** » sont à l'étude sur le modèle des crédits carbone et pourraient être utilisés pour ces actions de restauration ou de création de biodiversité. En attendant la

Un guide transfrontalier...

L'étude de la biodiversité est une science complexe du fait du nombre très élevé d'espèces mais aussi des interactions entre les processus qui font intervenir différentes échelles de temps et d'espace.

Les espèces forestières et des milieux associés à la forêt sont le fruit d'une longue adaptation. La rapidité des changements dans les techniques forestières et le phénomène du changement climatique imposent de prendre des mesures au profit de la biodiversité en s'appuyant sur les connaissances acquises tout en continuant à les améliorer en partenariat avec les scientifiques.

Si la protection des éléments remarquables doit être prioritaire, elle n'est pas suffisante. La majeure partie des espaces naturels sont soumis à l'action (positive ou négative) de l'homme.

Avec l'aide de l'Europe, dans le cadre d'un projet Interreg, un guide pratique a été réalisé à l'usage des forestiers wallons, lorrains et luxembourgeois. De présentation simple et très illustrée, il traite de :

- la composition des peuplements,
 - la structure des peuplements,
 - les lisières et zones ouvertes en forêt,
 - les arbres à cavités et le bois mort,
 - les milieux particuliers (ripisylves, mares et mardelles, les tourbières, les forêts de ravin et sur éboulis, les forêts sommitales),
 - l'exploitation et les travaux forestiers,
 - l'équilibre forêt-ongulés,
- avec des éléments de connaissance suivis de conseils pratiques, une liste d'ouvrages pour en savoir plus et un glossaire.

Le document, intitulé « Biodiversité et gestion forestière » est disponible sur le site intraforêt de la DT Lorraine.

mise en place effective de tels mécanismes, il est déjà possible de rechercher des partenariats avec des mécènes, de plus en plus intéressés par le financement d'opérations en faveur de la biodiversité.

Pour conclure

L'idéal serait de pouvoir comparer, de manière maîtrisée, différentes modalités et intensités de prise en compte de la biodiversité afin d'une part de vérifier leur faisabilité technico-économique et d'autre part de mesurer leur efficacité en terme de biodiversité et de fonctionnalité écosystémique : c'est ce que certains nomment la « **gestion adaptative** ». Des discussions sont en cours actuellement entre l'ONF et le Cemagref afin d'envisager la mise en œuvre de tels programmes de recherche appliquée, en prenant exemple sur des expériences similaires en Europe ou en Amérique du Nord.

Jean-Marc BRÉZARD

ONF, direction technique
jean-marc.brezard@onf.fr

Christophe GALLEMANT

ONF, direction de l'environnement et
du développement durable
christophe.gallemant@onf.fr

Bibliographie

BARTHOD C., 2001. Politique forestière et patrimoines naturels forestiers. *Revue Forestière Française*, vol 53, pp. 29-36.

PLAISANCE G., 1961. Guide des forêts de France. Éditions la nef de Paris, 411 p.

SIMON L. (sous la direction de), 2006. Les territoires de la biodiversité. *Annales de géographie* n°115, sept-oct 2006, Ed. Armand Colin, 190 p.

VIVIEN F.D., 1994. Économie et écologie. La Découverte, collection repères, 124 p.



Derrière la barrière...

J-M. Brézard, ONF



... Cerambyx scopolii sur valériane officinale

J-M. Brézard, ONF

Rôle et influence de la gestion forestière sur la diversité génétique

Il est communément admis aujourd'hui que la diversité génétique constitue à la fois la source de la diversité biologique et la garantie de la capacité des êtres vivants à survivre et à se reproduire dans des environnements changeants. Mais les arbres forestiers présentent, sur le plan de la diversité génétique, certaines originalités fortes sujettes à l'impact de la gestion forestière : cette sensibilité mérite d'être mieux connue.

Rappelons d'abord que les espèces forestières combinent à la fois une très grande diversité au sein de chaque population et des différences, plus faibles, entre populations - adaptations locales et variations clinales (latitudinales, longitudinales ou altitudinales) - pour des caractères comme la phénologie de débourrement par exemple. Ces caractéristiques se traduisent, dans une population donnée, par une **capacité à produire un grand nombre de génotypes différents** à la génération suivante et ainsi à pouvoir faire face localement à des changements environnementaux. Les différences entre populations offrent, quant à elles, la possibilité **d'exploiter des gammes de milieux variés**.

Une diversité nécessaire face aux aléas

Les arbres sont soumis à une grande hétérogénéité de conditions environnementales dans le temps et dans l'espace. De nombreuses conditions stressantes (attaques parasitaires, carences minérales, accidents climatiques, pollutions) ne peuvent être contrôlées, contrairement au cas des productions agricoles. De plus, au sein d'une population, les semis ne connaîtront pas nécessairement les mêmes conditions environnementales que celles de leurs parents. L'importance du maintien de capacités adaptatives élevées à tous les stades de développement, du semis à l'adulte, s'avère donc capitale (Gregorius et von Werder, 2002).

La diversité génétique, support d'autres formes de diversité

Le maintien de la diversité génétique et du succès reproducteur chez les arbres forestiers peut également contribuer au **maintien des autres compartiments de la biodiversité** : diversité interspécifique des cortèges associés, diversité des écosystèmes forestiers et associés (Vellend et Geber 2005). Par exemple, la diversité de la composition chimique en monoterpènes des aiguilles de pins sylvestres, sous contrôle génétique, constitue l'un des facteurs déterminant la composition et la richesse spécifique de la flore en sous étage de ces pins (via l'acidité de la litière, l'activité des décomposeurs et *in fine* la qualité des humus) (Pakeman *et al.*, 2006).

Les quelques exemples qui suivent, limités à la régénération, illustreront l'incidence parfois mal connue de certaines pratiques sylvicoles.

Régénération naturelle : oui mais...

Par ses actions sylvicoles, le gestionnaire agit sur les effectifs et donc la composition génétique du peuplement mais également sur la répartition spatiale des arbres, à l'échelle de la parcelle comme du massif. En phase de régénération naturelle, la qualité génétique des graines puis des semis ainsi produits résulte des événements de reproduction. Or la manière dont ovules et pollen s'assemblent pour créer la génération

suivante (le régime de reproduction) est influencée par le nombre et la répartition des reproducteurs. La qualité génétique du nouveau peuplement peut être évaluée par les niveaux d'autofécondation et de consanguinité des graines et des semis.

Des travaux récents apportent un éclairage utile sur les modalités d'acquisition d'une régénération naturelle (Pichot *et al.* 2006). Les faibles densités de semenciers, caractéristiques des peuplements mis en régénération naturelle, favorisent l'auto-pollinisation et peuvent, en situation extrême (après chablis par exemple),



Fig. 1 : peuplement naturel de pin sylvestre du Rioumajou (65)

Pour garantir la qualité génétique de la régénération naturelle, favoriser la contribution du plus grand nombre possible de reproducteurs mâles et femelles non apparentés et maintenir une pression de sélection naturelle élevée dans la population initiale de semis.

constituer un facteur limitant à la production suffisante de pollen et donc de graines viables. Inversement, la réduction de la densité de tiges reproductrices favorise les croisements entre arbres distants, donc moins apparentés, et accroît la diversité du nuage pollinique en augmentant le nombre de pères participant effectivement à la reproduction, ce qui limite les risques de consanguinité à long terme.

Les variations d'intensité de floraisons et de fructification entre individus et entre années – très fréquentes chez les arbres – contribuent en outre à une augmentation du nombre de parents efficaces ; une régénération naturelle acquise sur plusieurs années se caractérisera alors par une diversité génétique accrue.

Enfin, l'élimination naturelle des graines et semis autofécondés intervient généralement très précocement, favorisant ainsi la qualité génétique de la régénération et donc celle du futur peuplement. Des densités élevées de plantules favorisent cette purge sélective ; il convient donc de ne pas considérer comme acquise une régénération naturelle vraiment trop diffuse, où risqueraient de subsister des semis « autofécondés » altérant les qualités du peuplement futur.

Régénération artificielle : avec quel matériel végétal ?

La réglementation ne garantit pas tout

Si la réglementation en vigueur cadre les choix de matériels forestiers de reproduction (MFR) possibles pour un certain nombre d'espèces, elle ne constitue pas pour autant une assurance tous risques au plan génétique. En effet, la qualité du matériel végétal dépendra d'abord de la qualité de la filière Graines et Plants. L'impact des modalités de récoltes sur la qualité (dont la diversité génétique) des semences est aujourd'hui reconnu comme essentiel. Dans un peuplement, capter le maximum de la diver-

sité présente chez les semenciers implique de récolter des graines sur ou sous un nombre élevé de reproducteurs répartis dans la parcelle, et si possible en évitant les gros producteurs de pollen, plus enclins à s'autoféconder. Le volume d'une récolte ne garantit pas à lui seul sa qualité génétique ! C'est en diversifiant les sources de semences et en favorisant la production du plus grand nombre de peuplements porte graines, que la mobilisation de la diversité génétique disponible au sein d'une région de provenance sera optimale. Éviter la facilité de récolte « en routine » de la même parcelle mais localiser et valoriser toute opportunité de fructification sur la totalité du peuplement classé constituent une mesure de sécurité somme toute facile à mettre en œuvre.

Ces efforts seront en partie annulés si le reboiseur utilise une fraction réduite de la production de plants, issue notamment de tris sélectifs sévères en pépinière. Sans pour autant négliger les critères courants de conformation des plants (équilibre hauteur-diamètre), l'approvisionnement des chantiers de reboisement en MFR génétiquement diversifiés

passer plutôt par l'achat de lots moyens (planches entières de production par exemple). La responsabilité de l'ONF, acteur majeur de la production, de la récolte, de la certification et de l'utilisation de semences forestières, se trouve donc directement impliquée bien au-delà de son seul service Graines et Plants.

Cas des essences non réglementées

De nombreuses espèces échappent à la réglementation sur les MFR. Citons les fruitiers comme l'alisier torminal, le pommier ou les poiriers sauvages, ou des résineux de montagne comme le pin à crochets ou le pin cembro. Une ressource en semences naturellement limitée incite alors souvent à s'approvisionner de manière opportuniste sur quelques tiges très fructifères, avec une réduction parfois drastique de la base génétique des MFR récoltés (Biedenkopf *et al.*, 2007). Même pour les essences hors réglementation, des règles de prudence simples s'imposent : récolte de sources locales, dans des peuplements de taille suffisante, et sur un nombre élevé de semenciers distants les uns des autres.

Les variétés forestières améliorées (VFA), une solution alternative à l'absence ou à la qualité incertaine de la régénération naturelle : le cas du pin sylvestre de Haguenau¹

Aujourd'hui morcelée et diluée parmi de nombreux boisements d'origines diverses, la ressource originale et de qualité que constituent, pour des boisements de plaine, les semences de pin sylvestre de Haguenau, n'existe plus qu'à travers la production du verger à graines de Haguenau installé dans le Lot et qui entre désormais en production. Il est constitué des copies végétatives de 191 arbres sélectionnés dans 31 parcelles autochtones du massif de Haguenau sur des critères de vigueur, forme et densité du bois et peut encore faire l'objet de sélections améliorant ces caractères d'intérêt économique.

Il s'agit donc bien d'une variété forestière améliorée, issue d'un programme de sélection génétique. Et pourtant :

- la diversité génétique neutre de sa production de graines est similaire à celle de la population autochtone adulte de Haguenau ou de ses régénérations naturelles ;
- le niveau d'apparement des graines du verger est significativement inférieur à celui des semis naturels. Un verger est en effet conçu pour éviter les croisements préférentiels entre génotypes ;
- il n'est pas contaminé par des apports polliniques d'autres origines de pin sylvestre (à l'inverse des récoltes en peuplements porte-graines du massif de Haguenau).

Amélioration génétique et qualité génétique peuvent donc être associées et contribuer, dans cet exemple, à la conservation d'une ressource menacée (Marjoux, 2005).

¹ Cet exemple fera l'objet d'un prochain article plus détaillé dans Rendez Vous Techniques

Et l'impact sur les peuplements riverains ?

Une fois raisonné et choisi son mode de régénération, le forestier pensera peut-être avoir fait l'essentiel pour prendre en compte la préservation de la diversité génétique présente dans les forêts dont il assume la responsabilité. Rien n'est moins sûr s'il élargit son champ de réflexion aux peuplements riverains de ceux qu'il renouvelle.

Toute parcelle régénérée atteindra la maturité sexuelle et émettra alors inévitablement du pollen et des graines dont les capacités de dispersion (Gerber et al., 2004) permettront d'atteindre les peuplements riverains, en particulier lors de leur propre phase de renouvellement. Les conséquences génétiques de ces flux de gènes sur l'adaptation locale dépendent de la diversité génétique du pool de migrants, de leur niveau d'adaptation aux conditions locales mais aussi de la taille des populations locales (figure 2 ; Lefèvre, 2004). L'identification, à une échelle spatiale pertinente, des enjeux génétiques locaux (ressource autochtone originale, espace dédié à la conservation de la biodiversité) constitue pour chaque gestionnaire un préalable indispensable à l'introduction de MFR. Le choix des MFR pertinents découlera nécessairement de cette « étude d'impact génétique » que représente l'évaluation objective des risques de transferts de MFR. Ce raisonnement s'applique bien entendu à toute plantation, quel que soit son objectif : production, expérimentation, paysager, cynégétique.

En conclusion

Par ses interventions, notamment en régénération, et par les transferts de MFR qu'il réalise, le gestionnaire porte une responsabilité réelle dans le maintien et la conservation à long terme des ressources génétiques, compartiment peu visible mais capital de la biodiversité forestière.

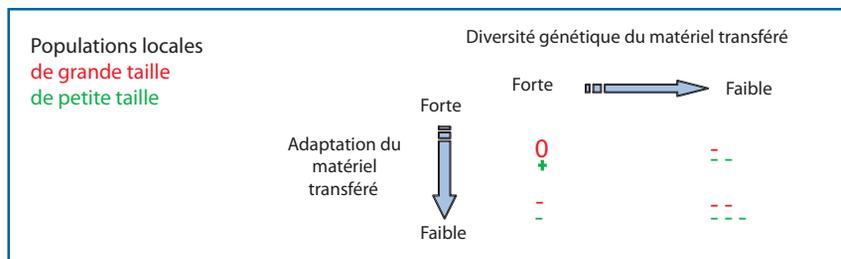


Fig. 2 : conséquences génétiques et démographiques de transferts de matériel végétal sur une ressource locale

selon les niveaux de diversité génétique et d'adaptation du matériel transféré.
0 : effet négligeable, + : impact positif, - : impact négatif (traduit de Lefèvre, 2004).

Alain VALADON

Brigitte MUSCH

ONF – Conservatoire génétique des arbres forestiers, Orléans
alain.valadon@onf.fr
brigitte.musch@onf.fr

Bibliographie

Rappel : pour en savoir plus sur la diversité génétique des arbres forestiers et la gestion, se reporter au hors série n°1 des *Rendez-vous techniques*

BIEDENKOPF S., AMMER C., MÜLLER-STARCK G., 2007. Genetic aspects of seed harvests for the artificial regeneration of wild service tree (*Sorbus torminalis* [L.]. *New Forests* 33 : 1-12.

GERBER S., LATOUCHE-HALLE C., LOURMAS M., MORAND-PRIEUR M. E., ODDOU-MURATORIO S., SCHIBLER L., BANDOUE E., CARON H., DEGEN B., FRASCARIA-LACOSTE N., KREMER A., LEFÈVRE F., and MUSCH B., 2004. Mesure directe des flux de gènes en forêt. *In Actes du 4^e Colloque National "Le patrimoine génétique : la diversité et la ressource"*, La Châtre. BRG, Ed., pp. 349-368.

GREGORIUS H. R., VON WERDER H., 2002. "On a genetic assessment of the adaptedness of forest reproductive material." *Theoretical and Applied Genetics* n° 104 (2/3), pp 429-435.

LEFÈVRE F., 2004. Human impacts on forest genetic resources in the

temperate zone : an updated review. *Forest Ecology and Management* n° 197 (1-3), pp. 257-271.

MARJOUX A., 2005. Rôle de la densité d'arbres reproducteurs sur la qualité génétique des graines : cas d'une régénération naturelle de pin sylvestre. Mémoire de master 2e année *Ecosystèmes terrestres et action de l'Homme*. Université Orléans. 33p.

PAKEMAN R.J., BEATON J.K., THOSS V., LENNON J. J., CAMPBELL C.D., WHITE D., IASON G.R., 2006. The extended phenotype of Scots pine *Pinus sylvestris* structures the understorey assemblage. *Ecography* n° 29, pp. 451-457.

PICHOT C., BASTIEN C., COURBET F., DEMESURE-MUSCH B., DREYFUS P., FADY B., FRASCARIA-LACOSTE N., GERBER S., LEFÈVRE F., MORAND-PRIEUR M.E., ODDOU S., TEISSIER DU CROS E., VALADON A., 2006. Déterminants et conséquences de la qualité génétique des graines et semis lors de la phase initiale de régénération naturelle des peuplements forestiers. *In Les Actes du colloque "Des ressources partagées"*, La Rochelle. BRG, Ed., pp. 277-297.

VELLEND M., GEBER M. A., 2005. Connections between species diversity and genetic diversity. *Ecology Letters* n° 8, pp. 767-781.

L'influence des coupes et du mode de traitement sur la biodiversité forestière

Depuis la Convention de Rio (1992), la conservation de la biodiversité est devenue un enjeu bien identifié pour les gestionnaires forestiers. Ceux-ci doivent mettre en œuvre une gestion visant à améliorer la biodiversité en forêt. Rappelons d'abord que l'objectif pour le gestionnaire n'est pas d'essayer d'augmenter la biodiversité en tout point du massif, mais bien d'intégrer l'impact de ses pratiques sur la biodiversité à différentes échelles spatiales et temporelles, sachant que l'échelle spatiale qui compte est toujours l'échelle supérieure et qu'il faut prendre en compte l'évolution à moyen et long terme de la biodiversité (Gosselin et Laroussinie, 2004).

Nous insisterons dans cet article sur le principe qui consiste à favoriser une diversification de modes de gestion à différentes échelles spatiales (Hunter, 1999). Nous situerons tout d'abord les coupes dans le cadre de la théorie des perturbations, concept aujourd'hui classique en écologie, et verrons dans quelle mesure elles modifient plus ou moins profondément la dynamique forestière. Puis nous aborderons le rôle de la taille, de l'intensité et de la fréquence des coupes sur la biodiversité, avant de discuter de l'impact du mode de traitement sur la biodiversité.

L'impact des pratiques sur la biodiversité est examiné à partir de la réponse de groupes fonctionnels d'espèces, c'est-à-dire de groupes basés sur leurs caractéristiques écologiques et biologiques : pour les arbres, nous avons considéré trois

groupes fonctionnels selon leur comportement et leur rôle dans la succession : les pionnières, les post-pionnières et les dryades (encadré) ; pour les autres taxons, nous avons distingué les taxons d'espèces forestières, les groupes d'espèces non fores-

Pionnières, post-pionnières, dryades

Trois groupes d'essences sont distingués selon leur comportement dynamique et leur place dans la succession (Rameau *et al.*, 1989) : (1) les pionnières, qui sont des essences de pleine lumière, frugales, anémochores, à croissance rapide, à faible longévité et qui colonisent les milieux ouverts et perturbés (genre *Betula*, *Salix*, *Populus*, *Alnus*) ; (2) les post-pionnières, de plus grande taille, plus longévives, à croissance plus lente, qui s'installent en général après et qui sont encore des essences de lumière dans le jeune âge (genre *Sorbus*, *Quercus*, *Prunus*, *Carpinus*, *Fraxinus*, *Acer*, *Ulmus*, *Tilia*, *Pinus*, *Larix*) ; (3) les dryades, qui s'installent en fin de succession et sont des essences d'ombre, de grande longévité et à croissance lente (genre *Fagus*, *Abies*, *Picea*, *Taxus*).

tières et les groupes d'espèces péri-forestières en utilisant les informations sur l'habitat préférentiel données dans les flores et certaines bases de données floristiques (ex : ecoplant ou catminat).

Les coupes : des perturbations qui modifient la dynamique naturelle

Tous les écosystèmes forestiers, qu'ils soient naturels ou gérés pour la production, sont parcou-

rus par des perturbations (incendies, tempêtes, gel, sécheresse, pullulations d'insectes ravageurs, mort d'arbres). Les perturbations permettent à l'écosystème forestier de revenir à une phase antérieure du cycle lorsqu'elles sont fortes ou de poursuivre le cycle lorsqu'elles sont modérées (Otto, 1998). C'est aussi le cas des coupes, qui se substituent en partie aux perturbations naturelles. Mais la gestion forestière modifie profondément la dynamique forestière en favorisant sur le long terme les essences économiquement intéressantes au détriment des autres : d'une part, les coupes de régénération tronquent les phases terminales des cycles sylvigénétiques ; d'autre part, la phase d'installation du peuplement est raccourcie (coupe d'ensemencement ou plantation) ; ensuite, les travaux et les coupes d'amélioration (dégagements, dépressages et éclaircies) contrôlent la composition de la régénération. Cela génère des trajectoires de succession assez distinctes des trajectoires naturelles (Emborg *et al.*, 2000). Ainsi, pour maintenir une chênaie en zone de plaine, la sylviculture accélère la dynamique en début de cycle en éliminant les espèces pionnières (bouleaux, tremble, saules...) et ralentit, voire stoppe la dynamique en fin de cycle sylvicole en empêchant la dominance du hêtre. Par conséquent, le régime des coupes a des effets directs sur la diversité en essences forestières : elles limitent à la fois la part des peuplements constitués en majorité d'espèces pionnières (lorsque l'essence objectif n'est pas une essence pionnière) et celle des

peuplements dominés par les dryades (lorsque l'essence objectif est une post-pionnière comme le chêne sessile).

L'évolution d'autres taxons (flore, insectes, oiseaux...) dépend plus ou moins étroitement des modifications à court terme du peuplement forestier après la coupe et de son évolution au cours du cycle, mais les connaissances dans ce domaine sont parfois très partielles (Hunter, 1999). Les plantes du sous-bois peuvent être détruites directement par les perturbations (feu, chute des arbres, exploitation) mais sont aussi influencées après la perturbation par les modifications du microclimat et de la compétition. Les invertébrés et oiseaux ne sont pas détruits directement (sauf en cas d'incendie pour les espèces peu mobiles) mais leurs habitats sont modifiés, et ce d'autant plus qu'ils sont liés aux communautés végétales. Certaines espèces animales comme les oiseaux sont moins sensibles au microclimat et à la production primaire mais répondent aux modifications de structure et de composition du peuplement forestier (Ferry et Frochot, 1974).

Impact de la taille, de l'intensité et de la fréquence dans le temps des coupes de régénération

Les essences pionnières vont dominer dans les grandes trouées alors que ce sont les dryades qui domineront dans les petites trouées (McClure et Lee, 1993). D'autres travaux soulignent que la composition des communautés floristiques est fortement modifiée à la suite des coupes, en lien notamment avec les perturbations au niveau du sol lors de l'exploitation (Deconchat et Balent, 2001). Les coupes de régénération de grande surface (> 20 hectares) ou avec un cycle sylvicultural trop court (< 100 à 150 ans) ne seraient pas favorables à la

conservation de certaines espèces forestières (flore, insectes et oiseaux) car elles les mettraient en danger à long terme du fait de la réduction spatiale et temporelle de leurs habitats. En revanche, des coupes partielles conservant des surréserves ou des coupes sur de petites surfaces seraient plus favorables aux espèces typiquement forestières (Hannerz et Hanell, 1997 ; Halpern *et al.*, 2005).

Néanmoins, la présence en forêt d'espaces ouverts sur de grandes surfaces est bénéfique à d'autres espèces, notamment des espèces végétales héliophiles qui, du fait de l'intensification des pratiques agricoles, ne trouvent plus dans certains territoires des habitats favorables en quantité suffisante en dehors de la forêt (Peterken et Francis, 1999).

Au-delà de ce schéma général quelque peu simplificateur, la réponse de la biodiversité aux régimes de perturbations anthropiques créées par les coupes dépend aussi d'autres paramètres comme la station forestière, la composition en essences du peuplement, l'histoire des perturbations passées, l'héritage biologique à l'issue de la perturbation, les capacités de dispersion et de colonisation des espèces et les caractéristiques du paysage environnant, source potentielle de colonisateurs ou barrière à la dispersion (Svenning et Skov, 2002).

Effet du mode de traitement associé

Étant donné que les modes de traitement se caractérisent par des régimes de coupes assez différents, il est attendu qu'ils jouent un rôle significatif sur la biodiversité. Cependant, la comparaison de la biodiversité entre modes de traitement ou l'évaluation des changements induits par le pas-

sage d'un mode de traitement à l'autre nécessite d'échantillonner l'ensemble des phases du cycle propre à chaque traitement (Halpern et Spies, 1995), ce qui s'avère parfois impossible, faute de matériel d'observation. Ainsi, la comparaison du taillis-sous-futaie et de la futaie régulière en forêt domaniale de Montargis, s'est heurtée au fait que les taillis-sous-futaie disponibles aujourd'hui ne sont plus de vrais taillis-sous-futaie mais des peuplements transitoires en cours de conversion, ce qui nécessite une grande prudence dans les conclusions.

Comparaison futaie irrégulière/ futaie régulière : des modes complémentaires

Ces deux modes de traitement sont globalement moins favorables aux essences pionnières et plus favorables aux post-pionnières et aux dryades. Pour une station donnée, le facteur le plus déterminant est le capital sur pied. Les post-pionnières (et dans une moindre mesure les pionnières) seront favorisées si le capital sur pied reste assez faible partout ; les dryades seront davantage favorisées dans le cas de régénération par petites trouées avec maintien d'un peuplement dense ailleurs dans la parcelle.

Concernant les autres groupes, certains auteurs jugent a priori que la futaie irrégulière est plus favorable à la biodiversité car elle offre des habitats capables d'accueillir plus d'espèces au niveau local par rapport à la futaie régulière. Mais il est plus vraisemblable que les deux traitements sont complémentaires, c'est-à-dire que les types d'habitats offerts par chaque mode hébergent des communautés différentes, indépendamment du nombre d'espèces que chaque mode de traitement peut accueillir. Par conséquent, l'application généralisée de la futaie irrégulière au niveau du massif conduira probablement à réduire la variété des habitats

offerts aux espèces à l'échelle du paysage. Mais cela mérite d'être confirmé par des travaux de recherche, car il est possible aussi qu'un mode de traitement héberge des espèces que l'on ne rencontre pas dans l'autre mode sans que l'inverse soit vrai, ce qui revient au cas de communautés emboîtées l'une dans l'autre.

Les études publiées ne permettent pas toujours de fournir une réponse claire. Ainsi, dans le cas de l'avifaune nicheuse du Parc Naturel des Vosges du Nord, Muller (1999) montre tout d'abord que les futaies irrégulières sont localement plus riches et plus diversifiées que les futaies régulières. Mais la richesse d'ensemble est un peu plus élevée en futaie régulière. De plus, parmi les 28 espèces rencontrées de manière non accidentelle, 19 sont plus abondantes en futaie irrégulière (ce sont surtout des oiseaux de vieux peuplements, dont les cavicoles) et 9 sont plus abondantes en futaie régulière (ce sont surtout des oiseaux de milieu plus ouverts, buissonnants ou de clairière). Cela dit, l'auteur ne compare pas les peuplements de futaie irrégulière aux seuls stades âgés de la futaie régulière (susceptibles d'héberger les espèces typiquement forestières). Néanmoins, Muller (1999) conclut prudemment que les deux modes de traitement sont complémentaires vis-à-vis de la biodiversité et doivent donc être conservés à l'échelle des paysages (c'est-à-dire à l'échelle du massif ou de la région). Cela étant, si on privilégie la conservation des seules espèces forestières, on tirera avantage à encourager le traitement en futaie irrégulière ou la conservation de parquets de peuplements âgés fermés en futaie régulière (îlots de vieux bois).

Comparaison futaie régulière/tail-lis-sous-futaie : la conversion ne menace pas la biodiversité

La composition actuelle des taillis-sous-futaie (TSF) montre que ce mode de traitement a favorisé les essences pionnières et post-pionnières au détriment des dryades (cf. la place du charme dans les taillis-sous-futaie). La futaie régulière est défavorable aux pionnières et favorise les post-pionnières dans la première partie du cycle ; si dans la deuxième partie du cycle on pratique des éclaircies régulières mais modérées ayant pour consé-

quence une accumulation de capital sur pied et les éclaircies régulières mais modérées, les dryades seront avantagées. Cependant, la mise en place de sylvicultures plus dynamiques réduit les écarts entre les deux modes de traitement.

Concernant les autres groupes, les résultats de Thiollay *et al.* (1994) dans le Parc Naturel de la Forêt d'Orient comparant l'avifaune des taillis-sous-futaie et celle de la futaie régulière concluent à l'avantage du taillis-sous-futaie car les jeunes stades de la futaie régu-

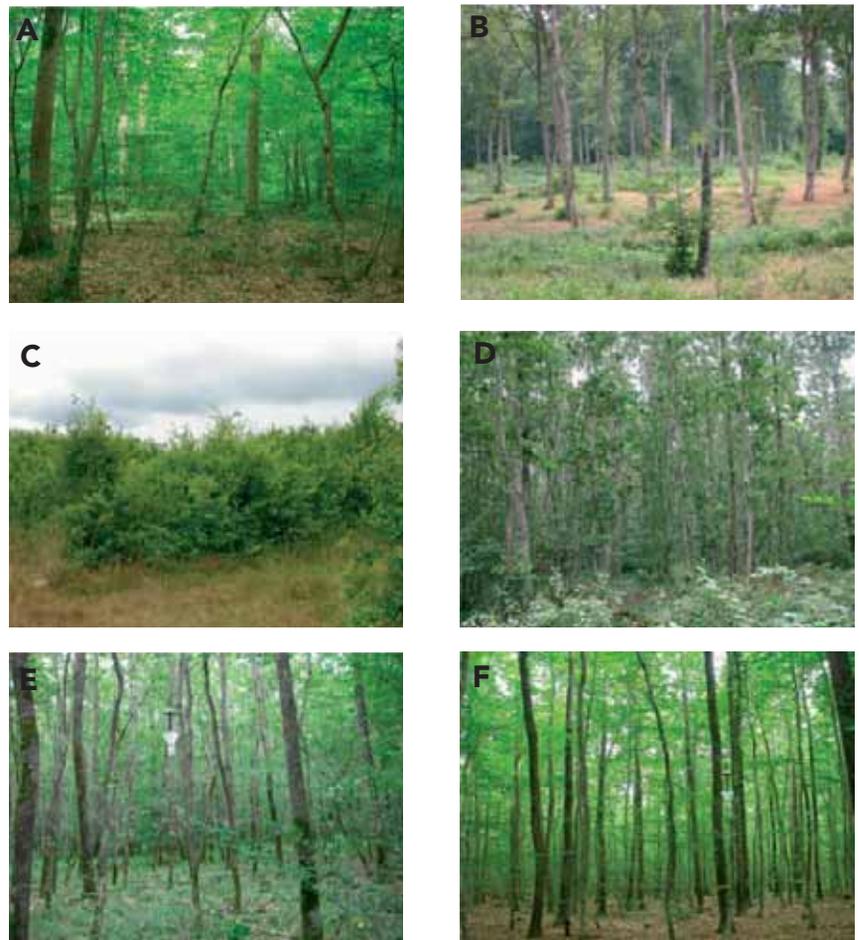


Fig. 1 : étude de l'effet de la conversion des TSF en futaie régulière sur la biodiversité floristique et entomologique, en chênaie de plaine, forêt domaniale de Montargis (Loiret)

A : Ancien TSF ou peuplement transitoire en cours de conversion (ici un peuplement régularisé gros bois) ; B : coupe de régénération, environ 3 ans ; C : stade fourré, environ 15 ans ; D : stade bas perchis, environ 35 ans ; E : stade haut perchis, environ 50 ans ; F : stade jeune futaie, environ 90 ans. Sur les photos E et F, on aperçoit le type de piège lumineux utilisé pour échantillonner les papillons de nuit.

P. Bonnel, Cernagref

lière (fourré et gaulis) sont pauvres en oiseaux forestiers nichant dans les sous-bois ou dans la canopée. La conservation des grands arbres tout au long du cycle du taillis-sous-futaie permet à de nombreuses espèces forestières de persister, donc de se maintenir tout au long du cycle, ce qui n'est pas le cas en futaie régulière. Cependant, le maintien d'îlots de vieux bois ou de sur-réserves dans les coupes de régénération pourrait pallier cet inconvénient de la futaie régulière.

Mais la futaie régulière présente un intérêt à l'échelle globale car les stades jeunes hébergent une avifaune distincte de celle de ses stades plus âgés ou des stades du taillis-sous-futaie.

Des travaux récents menés par notre équipe en forêt domaniale de Montargis (Loiret) ont cherché à comparer la biodiversité dans des futaies régulières dont l'âge est inférieur à 100 ans (car la conversion n'est qu'à mi-chemin) et des peuplements transitoires issus d'anciens taillis-sous-futaie (figure 1). Les peuplements transitoires sont soumis à un système d'éclaircies préparatoires à la conversion qui augmente le capital sur pied et favorise le chêne tout en "épuisant" le taillis, avant la phase de régénération. Trois groupes taxonomiques ont été suivis : la flore, les coléoptères carabiques et les lépidoptères nocturnes (Chevalier, 2003 ; Richard, 2004 ; Bonneil, 2005).

Parmi les 150 plantes du sous-bois inventoriées, 29 ont une préférence significative pour la futaie régulière, contre 13 seulement pour les ex TSF (Chevalier, 2003). La majorité des espèces qui préfèrent la futaie régulière sont des annuelles ou bisannuelles et des vivaces héliophiles, alors que beaucoup d'espèces qui préfèrent les peuplements transitoires sont des bryophytes souvent localisées à proximité de gros arbres.

Aucune espèce de coléoptère carabique n'a de préférence marquée pour les ex TSF (Richard, 2004) et seul un seul papillon (*Lymantria monacha*) est caractéristique des ex TSF (Bonneil, 2005).

Par ailleurs, les patrons de réponse de la biodiversité au cours du cycle de futaie régulière varient beaucoup selon les taxons. On peut distinguer les espèces (ou groupes d'espèces) à profil précoce plus fréquentes ou abondantes en début de cycle, les espèces à profil intermédiaire et les espèces à profil tardif qui ont une fréquence ou une abondance plus forte au stade jeune futaie qu'aux stades fourré-gaulis. Pour la flore du sous-bois, la richesse spécifique baisse fortement au cours du cycle et peu de plantes ont un profil tardif (trois espèces dont deux bryophytes). Cette baisse marquée pourrait se prolonger dangereusement dans la deuxième partie du cycle de futaie régulière. Chez les lépidoptères nocturnes, on observe un grand nombre d'espèces indifférentes (76 espèces) et surtout plus d'espèces à profil intermédiaire (six espèces) ou tardif (huit espèces) que d'espèces à profil précoce (trois espèces). Enfin, les coléoptères carabiques ont un patron de réponse intermédiaire avec treize espèces à profil tardif le long du cycle (dont quatre avec un profil très tardif) et huit un profil précoce. La biodiversité hébergée en futaie régulière est globalement plus riche et plus diversifiée que celle des anciens taillis-sous-futaie. De plus, la composition des communautés floristiques et entomologiques change au cours du cycle de la futaie régulière, avec plusieurs espèces d'insectes (carabes et papillons) qui sont plus fréquentes ou qui n'apparaissent qu'aux stades les plus âgés, mais à l'inverse un nombre important de plantes ne sont présentes qu'en début du cycle.

Les recommandations de gestion qui en découlent se résument ainsi : (1) ne pas diminuer l'âge d'exploitabilité des chênaies ou trouver des palliatifs afin d'éviter de mettre en danger les espèces à profil tardif et (2) pratiquer des ouvertures de petite taille ou des éclaircies fortes mais localisées dans les futaies adultes afin d'assurer le maintien de la flore forestière du sous-bois pendant la seconde moitié du cycle de futaie régulière.

Comparaison futaie irrégulière/taillis-sous-futaie : inconvénients des petites perturbations fréquentes

Une étude récente a comparé taillis-sous-futaie et futaie irrégulière (Decocq *et al.*, 2004). Les différences entre les deux régimes portent sur la fréquence des coupes (plus forte en futaie irrégulière), leur intensité (plus sévère en taillis-sous-futaie) et leur taille (plus grande en futaie irrégulière), différences à relativiser vu que la gestion en futaie irrégulière est assez récente. Les résultats vont dans le sens d'un effet négatif à long terme de la futaie irrégulière sur la diversité floristique, qui serait liée à la plus grande fréquence des petites perturbations et au fort développement de la ronce. Les géophytes vernaies et les espèces sciaphiles semblent plus affectées par la fréquence des perturbations que par leur intensité (figure 2). Étant donnée la durée d'application du traitement en taillis-sous-futaie dans les forêts médio-européennes (appliqué au sens large depuis l'époque romaine ou plus strictement depuis le Moyen-âge), les auteurs pensent aussi que ces deux groupes d'espèces seraient bien adaptés au régime de perturbation associé au taillis-sous-futaie. Selon eux, les espèces typiquement forestières pourraient même être appelées "espèces de forêts gérées en taillis".



Anémone des bois (*Anemone nemorosa*)



Jacinthe des bois (*Hyacinthoides non-scripta*)



Ficaire fausse renoncule (*Ranunculus ficaria*)



Scille à deux feuilles (*Scilla bifolia*)

L. Bergès, Cemagref

Fig. 2 : quelques géophytes vernaies typiquement forestières en floraison

Conclusions : concilier les antagonismes à l'échelle du paysage

Les perturbations, qu'elles soient d'origine naturelle ou artificielle, constituent le moteur de la dynamique des écosystèmes forestiers. La conservation de la biodiversité en forêt relève donc actuellement de mesures de bon sens, inspirées du fonctionnement des écosystèmes naturels. Même si nous sommes loin d'en connaître toutes les conséquences sur la biodiversité, les pratiques de gestion ont très souvent des effets positifs sur certaines espèces et négatifs sur d'autres. Pour concilier ces effets antagonistes, le gestionnaire cherchera

donc à faire cohabiter à l'échelle du paysage plusieurs types de traitement, dans la mesure où chaque mode crée sa propre mosaïque spatio-temporelle d'habitats, non reproduite par les modes de traitement (Bergès, 2004). En complément, nous recommandons d'accroître la conservation d'éléments des phases initiales et terminales des cycles sylvigénétiques (conservation d'essences pionnières et d'îlots de vieux bois de taille suffisante), de réaliser davantage de coupes de régénération par petite trouée (moins de 0,15 ha), trop peu fréquentes aujourd'hui en particulier en forêt publique, et de maintenir des sur-réserves dans les grandes coupes jusqu'à leur mort naturelle.

Tout ceci permettra d'assurer localement une continuité d'habitats pour certaines espèces typiquement forestières, ou au moins de leur laisser suffisamment de temps pour recoloniser le milieu (Bergès *et al.*, 2002). Nous insistons enfin sur le besoin de mettre au point des outils et des indicateurs de suivi afin d'être capable d'évaluer la qualité de la gestion pratiquée et l'intérêt de ces nouvelles pratiques (Gosselin *et al.*, 2003).

Laurent BERGÈS

Cemagref, Unité de Recherche Écosystèmes Forestiers
Nogent-sur-Vernisson
laurent.berges@cemagref.fr

Bibliographie

- BERGÈS L., GOSELIN M., GOSSELIN F., DUMAS Y., LARO USSINIE O., 2002. Prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière : éléments de méthode. *Ingénieries - EAT*, n° spécial, pp. 45-55.
- BERGÈS L., 2004. Rôle des coupes, de la stratification verticale et du mode de traitement sur la biodiversité. *In* Gosselin M., Laroussinie O. (Eds), *Gestion Forestière et Biodiversité*. Antony : Cemagref Editions, pp. 149-215
- BLONDEL J., 1995. *Biogéographie. Approche écologique et évolutive*. Paris : Masson, 297 p.
- BONNEIL P., 2005. Diversité et structure des communautés de Lépidoptères nocturnes en chênaie de plaine dans un contexte de conversion vers la futaie régulière. Thèse de Doctorat, Ecologie, Muséum National d'Histoire Naturelle, 227 p.
- CHEVALIER R., 2003. Sylviculture du Chêne et biodiversité végétale spécifique. Étude d'une forêt en conversion vers la futaie régulière : la forêt domaniale de Montargis (45). Mémoire pour l'obtention du diplôme de l'École Pratique des Hautes Études, Cemagref, Nogent-sur-Vernisson, 111 p.
- DECONCHAT M., BALENT G., 2001. Effets des perturbations du sol et de la mise en lumière occasionnées par l'exploitation forestière sur la flore à une échelle fine. *Annals of Forest Sciences* n° 58-3, pp. 315-328.
- DECOCQ G., AUBERT M., DUPONT F., ALARD D., SAGUEZ R., WATTEZ-FRANGER A., DE FOUCAULT B., DELELIS-DUSOLLIER A., BARDAT J., 2004. Plant diversity in a managed temperate deciduous forest : understory response to two silvicultural systems. *Journal of Applied Ecology* n°41-6, pp. 1065-1079.
- EMBORG J., CHRISTENSEN M., HEILMANN-CLAUSEN J., 2000. The structural dynamics of Suserup Skov, a near-natural temperate deciduous forest in Denmark. *Forest Ecology and Management* n°126-2, pp. 173-189.
- FERRY C., FROCHOT B., 1974. L'influence du traitement forestier sur les oiseaux. *In* Pesson P. (Eds), *Ecologie forestière - La forêt : son climat, son sol, ses arbres, sa faune*. Paris : Gauthier-Villars, pp. 309-326.
- GOSELIN M., GOSELIN F., BERGÈS L., 2003. Le point de vue du scientifique. Dossier "Des indicateurs fiables pour une gestion forestière durable". *Forêt Entreprise* n°150, pp. 37-39.
- GOSELIN M., LARO USSINIE O. (Eds), 2004. *Gestion Forestière et Biodiversité : connaître pour préserver*. Antony : Cemagref Editions, 320 p.
- HALPERN C.B., MCKENZIE D., EVANS S.A. et MAGUIRE D.A., 2005. Initial responses of forest understoreys to varying levels and patterns of green-tree retention. *Ecological Applications* n°15-1, pp. 175-195.
- HALPERN C.B., SPIES T.A., 1995. Plant species diversity in natural and managed forests of the Pacific Northwest. *Ecological Applications* n°5-4, pp. 913-934.
- HANNERZ M., HANELL B., 1997. Effects on the flora in Norway spruce forests following clearcutting and shelterwood cutting. *Forest Ecology and Management* n°90-1, pp. 29-49.
- HUNTER M.L. (Eds), 1999. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Cambridge : Cambridge University Press, 698 p.
- McCLURE J.W., LEE T.D., 1993. Small-scale disturbance in a northern hardwoods forest : effects on tree species abundance and distribution. *Canadian Journal of Forest Research* n°23-7, pp. 1347-1360.
- MULLER Y., 1999. Biodiversité et gestion forestière. L'exemple des Vosges du Nord : étude de l'avifaune. *Annales Scientifiques de la Réserve de la Biosphère des Vosges du Nord* n°7, pp. 79-91.
- OTTO H.J., 1998. *Ecologie forestière*. Paris : Institut pour le Développement Forestier, 397 p.
- PETERKEN G.F. et FRANCIS J.L., 1999. Open spaces as habitats for vascular ground flora species in the woods of central Lincolnshire, UK. *Biological Conservation* n°91-1, pp. 55-72.
- RAMEAU J.C., MANSION D., DUMÉ G., TIMBAL J., LECOINTE A., DUPONT R., KELLER R., 1989. *Flore forestière française. Guide écologique illustré. Tome 1 : Plaines et collines*. Paris : Institut pour le Développement Forestier, 1785 p.
- RICHARD E., 2004. Réponse des communautés de carabiques à la conversion en futaie régulière de chêne : aspects écologiques et méthodologiques. Thèse de Doctorat, Sciences de l'Environnement, ENGREF, Paris, 446 + 164 p.
- SVENNING J.C., SKOV F., 2002. Mesoscale distribution of understorey plants in temperate forest (Kalo, Denmark) : the importance of environment and dispersal. *Plant Ecology* n°160-2, pp. 169-185.
- THIOLLAY J.F., CARRÉ F., FAUVEL B., 1994. Gestion forestière et avifaune : influence de la conversion du taillis-sous-futaie en futaie régulière. *Courrier Scientifique du Parc Naturel de la Forêt d'Orient* n°18, pp. 69-115.

La gestion des lisières entre forêt et milieux ouverts

En 2004 sont parus deux ouvrages importants sur les liens entre biodiversité et gestion forestière : une synthèse bibliographique publiée par le Cemagref et le GIP-Ecofor, intitulée *Biodiversité et gestion forestière : connaître pour préserver*¹, et le hors-série n°1 des *Rendez-Vous Techniques*, consacré à la *Diversité génétique des essences forestières, un enjeu de gestion ordinaire*. Le Cemagref et l'ONF travaillent ensemble depuis 2005 à synthétiser les apports de ces deux ouvrages, pour que la prise en compte de la biodiversité dans la gestion courante des forêts publiques s'appuie sur des directives actualisées qui soient à la fois étayées par la bibliographie scientifique et nourries par les expériences de gestion pratiquées sur le terrain.

Nous donnons ici un aperçu des résultats de ce travail, dans le cas particulier de la gestion des lisières entre forêt et milieux ouverts.

L'intérêt des lisières

Une lisière correspond à la zone de contact, plus ou moins large, plus ou moins tranchée, entre deux types de milieux. À l'intérieur d'un massif forestier, les limites entre types de peuplements différents constituent aussi des lisières. Toutefois, les lisières les plus développées sont celles qui font la transition entre forêt et milieu ouvert – clairière, champ, chemin – et dont il sera question ici.

Les lisières sont souvent des zones très riches en espèces, en particulier pour quatre groupes

d'espèces qui répondent positivement à la proximité de lisière :

- les petits organismes, invertébrés notamment, très liés au microclimat propre à la lisière (plus chaud, plus sec, plus ensoleillé, moins tamponné que l'intérieur forestier) ;
- les animaux insectivores, en particulier les oiseaux insectivores qui exploitent les différences structurales entre forêt et milieu ouvert, comme le gobemouche ;
- les espèces à large territoire (grands mammifères notamment) qui ont besoin à la fois de milieux ouverts (comme ressources alimentaires) et de milieux fermés (comme abris) ;
- les prédateurs.

Au sein de ces groupes toutefois, peu d'espèces sont de véritables espèces de lisières, au sens de significativement plus abondantes dans les lisières. En outre, il faut garder à l'esprit que **peu d'espèces rares sont inféodées aux lisières** et que **certaines espèces typiquement forestières, au contraire, fuient les lisières** (espèces d'intérieur forestier qui nécessitent un microclimat forestier tamponné) : il ne faut donc pas chercher à augmenter systématiquement la quantité de lisières dans un massif forestier.

Raisonner la quantité de lisières à l'échelle du paysage

Il est bon de favoriser des lisières, mais pas partout, et notamment pas aux dépens des espèces d'intérieur, typiquement forestières !

En faveur des espèces forestières d'intérieur, il est même conseillé de réduire au maximum les effets de lisières dans les zones érigées en réserves ou en îlots de vieux bois (vieillesse ou sénescence), en favorisant des entités de grande taille et de forme plutôt circulaire ou carrée, garantissant une distance minimale à la lisière. Cela étant, certaines espèces nécessitent des peuplements très âgés à proximité de milieux ouverts : c'est le cas d'insectes dont les larves sont saproxyliques et les adultes floricoles (toutefois, des arbres âgés isolés peuvent suffire dans ce cas). Aux environs immédiats de la réserve, il peut donc être bon pour ces espèces de maintenir une alternance de zones ouvertes et de sur-réserves ou d'îlots de sénescence dans les peuplements voisins (pour permettre la dispersion d'espèces et les échanges génétiques entre la réserve et les peuplements voisins).

Les bords de piste ou de massif constituent de bonnes opportunités pour favoriser des lisières larges bien développées entre forêt et milieux ouverts, sans pénaliser les espèces forestières d'intérieur. Si besoin, on pourra aussi favoriser localement des lisières internes, via des tailles de coupes plus petites, un entretien différencié des layons, des contrastes forts entre classes d'âges de peuplements contigus - pour autant que ce ne soit pas le cas partout et surtout qu'il n'y ait pas de populations connues d'espèces nécessitant la contiguïté de peuplements d'une classe d'âge donnée, vieux peuplements en particulier.

¹ Gosselin M. et Laroussinie O. (Eds), 2004, *Biodiversité et Gestion Forestière : connaître pour préserver - synthèse bibliographique*, Antony, Co-édition GIP Ecofor - Cemagref Editions, Collection Études du Cemagref, Série Gestion des Territoires, n°20, 320 p.

Importance des lisières pour les essences secondaires

Beaucoup d'espèces ligneuses secondaires comme les fruitiers se concentrent aux lisières. Elles ont un rôle important dans la diversité des essences forestières mais aussi dans la diversité des oiseaux et des mammifères, car les baies et les fruits sont des ressources alimentaires pour ces taxons. Pour les papillons, le maintien d'espèces telles que les Saules, Bouleaux, Trembles, Sorbiers en lisière est aussi souhaitable.

Il est important de maintenir et de **favoriser des essences secondaires** en lisière, notamment les essences pionnières et les fruitiers, et **d'adapter localement la sylviculture** (avec régénération progressive, jardinage). Il ne faut pas cantonner toutefois les essences secondaires aux seules lisières, afin d'avoir un nombre suffisant d'individus pour garantir leur autochtonie et leur diversité génétique.

En effet, si les lisières contribuent effectivement à la préservation d'espèces fruitières comme les Pommiers ou Poiriers sauvages, elles constituent aussi une zone privilégiée d'échanges de gènes entre le domaine forestier et l'extérieur (vergers, plantations ornementales...), ce qui peut se traduire par des phénomènes d'introgression (pollution génétique) entre espèces sauvages et variétés cultivées ou ornementales. Attention donc à ne pas confiner certains taxons uniquement dans les lisières extérieures.

La réponse des espèces aux effets de lisière

Les effets de lisière sur le microclimat s'expriment jusqu'à une distance de 150 m mais les

effets sur les populations d'organismes vivants s'expriment à des distances moindres. L'effet de lisière pour les **végétaux** s'exprime à des distances en général inférieures à 50 m. Lorsqu'elles sont bien développées, les lisières entre forêt et milieu ouvert comportent deux parties assurant un gradient progressif de hauteur entre la forêt et le milieu ouvert : le **manteau**, constitué de buissons et d'arbustes, puis l'**ourlet**, constitué d'herbacées vivaces. On parle de lisière **pluristratifiée**. La flore de ces deux zones (ourlet et manteau) est riche en espèces dont certaines leur sont inféodées. En corollaire, la faune d'insectes phytophages y est très riche aussi et la lisière joue un rôle de réservoir important d'espèces végétales utiles à la reconstitution de la forêt en cas de perturbation.

Le microclimat associé aux lisières a des effets positifs pour les **invertébrés**, avec des communautés plus diverses et plus abondantes (insectes, araignées, gastéropodes), regroupant à la fois des espèces de chacun des deux milieux adjacents et *des espèces propres à la lisière* (tout en étant des espèces forestières, mais typiques des zones de lisières ; ce

sont par exemple des insectes forestiers recherchant un certain ensoleillement, notamment des coléoptères, hétéroptères et lépidoptères phytophages). L'abondance de tous ces insectes diminue lorsque l'ombre portée par les arbres est trop importante. Comme pour d'autres taxons, l'effet de lisière peut avoir cependant des conséquences néfastes sur les espèces d'invertébrés d'intérieur forestier. Ainsi, les communautés d'insectes de la canopée sont plus diversifiées en intérieur qu'en lisière.

Les lisières sont souvent riches en espèces **d'oiseaux**, d'autant plus riches qu'elles concernent des peuplements d'âges très différents ou des espaces ouverts. Les peuplements forestiers proches de la lisière abritent en général une plus forte densité d'oiseaux que les peuplements éloignés de la lisière. Mais très peu d'oiseaux sont de vraies espèces de lisière, et si c'est le cas, il s'agit le plus souvent d'espèces communes. La plupart des espèces qui nichent en lisière ou en clairière sont aussi des espèces de jeunes stades et non typiquement forestières (fauvette des jardins, pouillot fitis, pouillot



Fig. 1 : les bords de pistes sont de bonnes opportunités pour favoriser des lisières bien développées, pluristratifiées, avec ourlet herbacé et manteau buissonnant

véloce, rossignol philomèle). En général, c'est plus la présence simultanée de peuplements ouverts et de stades âgés qui importe que la lisière en tant que telle : la lisière est un élément important de la niche écologique de nombreux oiseaux, mais elle ne constitue pas à elle seule la totalité de la niche. Ainsi, les lisières entre milieu arboré et milieu ouvert sont propices aux oiseaux qui nichent sous le couvert des arbres et se nourrissent en milieu ouvert (faisan, perdrix grise, passereaux insectivores par exemple). Certains oiseaux fréquentent particulièrement les lisières pour la recherche de nourriture (merles, grives, épervier d'Europe), d'autres pour la nidification ou pour d'autres comportements (la bécasse à la croule longe fréquemment les layons et lisières, par exemple).

Pour les **mammifères**, on note une forte concentration d'activité aux lisières, prisées en particulier par le grand gibier. Toutefois, la gestion des lisières (par la diversification des strates buissonnantes) est plus susceptible de modifier la distribution et l'abondance relative des espèces que la richesse spécifique en tant que telle, les lisières ne constituant pas

l'essentiel de la niche écologique de ces animaux. Les mammifères les plus sensibles à la nature et à la quantité de lisières sont ceux dont les territoires sont les moins vastes (campagnols, mulots, musaraignes) ou qui peuvent utiliser les lisières comme couloirs de dispersion (muscardin). La quantité de petits mammifères à proximité des lisières attire les prédateurs (belette, rapaces), dont les lisières ne constituent toutefois qu'une partie de l'habitat. Les lisières sont enfin des territoires de chasse indispensables à certaines chauves-souris forestières dont l'activité est corrélée à la proportion de buissons dans la strate 2 - 4 m. Toutefois, les espèces les plus rares de chauves-souris forestières sont plutôt des espèces d'intérieur.

Favoriser les lisières pluristratifiées en bords de piste.

La valeur des lisières pour la biodiversité dépend de leur largeur, de leur ensoleillement, et des espèces qui les composent : les plus larges et les plus développées (avec manteau buissonnant et ourlet herbacé)

sont les meilleures.

Dans la mesure où peu de massifs ont réellement de larges lisières ensoleillées, l'élargissement de quelques lisières (mais pas toutes) sera bénéfique : les bords de pistes et de routes sont une bonne opportunité pour créer de larges lisières progressives², stratifiées en bandes de hauteur croissante depuis la piste jusqu'au peuplement, afin d'assurer une diversité taxinomique suffisante de végétaux nécessaires aux insectes phytophages et un éclaircissement suffisant pour les espèces héliophiles, et comprenant si besoin des éléments complémentaires de niches écologiques, comme des sur-réserves ou des zones ouvertes riches en fleurs.

La fauche tardive (après le 30 juin) permet de respecter les périodes de nidification pour les espèces nichant au sol sur les talus et bords de pistes (Pipit des arbres par exemple) et les périodes de stades larvaires (papillons) ; si elle est faite encore plus tard, en fin d'été, elle permet en outre de garantir les périodes de floraison et fructification des communautés floristiques, donc de conserver les ressources alimentaires (faune ou

Favoriser des lisières en bord de piste

En général, pour les espèces nécessitant un fort ensoleillement, les lisières doivent être larges de 1 à 1,5 fois la hauteur des arbres adjacents – soit 30 à 45 mètres de large pour un peuplement de 30 mètres de haut. La manière la plus efficace de varier la structure de la végétation est de diviser la lisière en bandes parallèles à la piste, avec une gestion différenciée pour chaque bande. On favorisera en général :

- un manteau buissonnant, obtenu et entretenu par recépage tous les 8 à 15-20 ans (en fonction de la croissance des espèces), par portions discontinues le long de la piste. Ces espaces favorables aux oiseaux et papillons de nuit ne doivent pas créer d'ombrage significatif aux bandes herbeuses. Dans un massif où les jeunes stades sont rares ou concernent de faibles surfaces, il peut être utile pour l'avifaune de promouvoir des lisières pluristratifiées dont les ourlets buissonnants sont larges de 5 mètres au moins. Quelques **sur-réserves isolées** peuvent agrémenter la lisière utilement sans nuire à l'ensoleillement.

- Une bande herbeuse de 2 à 5 mètres de large, entretenue par fauchage tardif (été) tous les 1 à 2 ans, par portions discontinues (faucher un tiers de la surface à chaque passage, par exemple). Pour concilier les deux objectifs de protection de la biodiversité et de sécurité pour la circulation, les itinéraires ouverts à la circulation publique et les axes secondaires peuvent faire l'objet de dates de fauche plus ou moins tardives : par exemple, faucher entre le 15 juin et le 15 juillet pour les itinéraires ouverts à la circulation publique et après le 15 août pour les pistes secondaires.

² ces zones ouvertes en bords de piste peuvent accessoirement servir d'aires de stockage de bois ; ce sont aussi des zones de gagnage privilégiées pour le gibier.

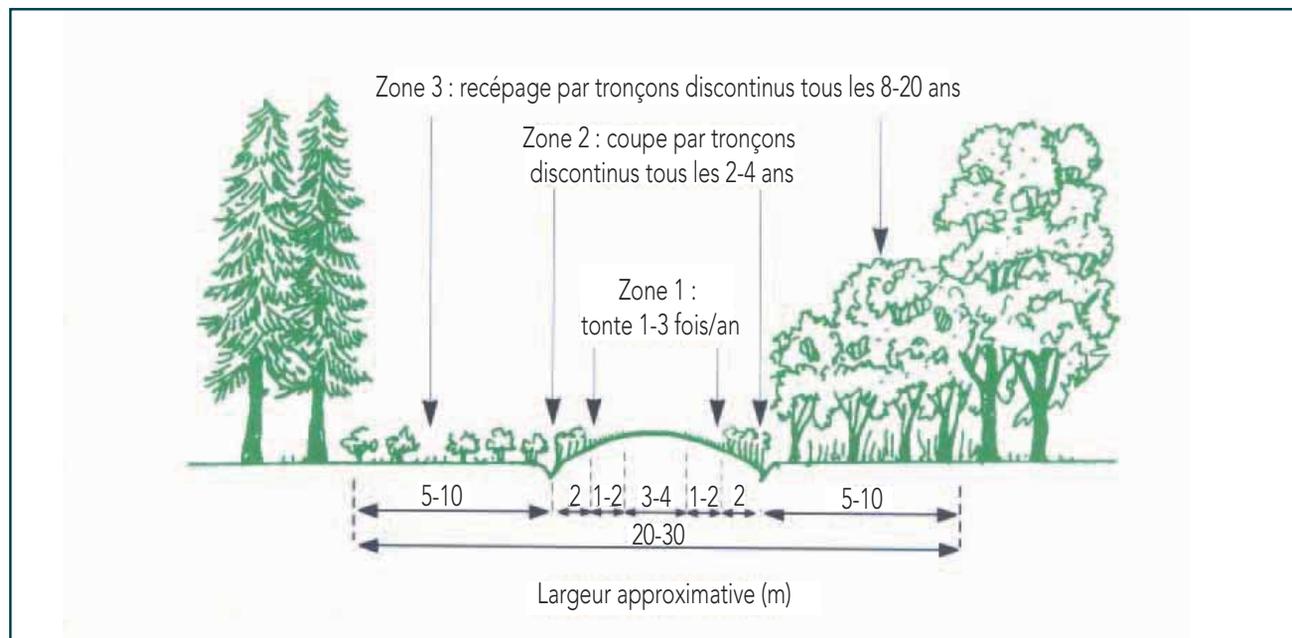


Fig. 2 : système tripartite, d'après Warren et Füller, 1993

flore) pour de nombreuses espèces : invertébrés phytophages, oiseaux granivores, mais aussi certains rapaces forestiers chassant les vertébrés (cas de la bondrée apivore).

Conclusion : diagnostic préalable et suivi des actions

Bien que beaucoup de résultats sur l'impact des pratiques sylvicoles divergent selon les types de milieux, les groupes taxinomiques étudiés ou les méthodes d'études (expérimentation *versus* observation), les synthèses bibliographiques font ressortir un certain nombre de points clés à ne pas négliger pour la biodiversité en forêt gérée.

Dans le cas des lisières, il apparaît un antagonisme entre d'une part l'intérêt des lisières pour leur richesse spécifique élevée ou pour leur rôle d'élément important de niche écologique et d'autre part leurs effets négatifs pour certaines espèces typiquement forestières. Ceci illustre un principe qui nous paraît fondamental dans la gestion de la biodiversité

en forêt gérée : il faut **privilégier le diagnostic préalable** à l'action plutôt que l'application systématique de « recettes » ou de normes. Une règle et quelques critères peuvent guider le forestier dans ce diagnostic.

La règle des échelles supérieures : les enjeux de préservation doivent toujours être identifiés par rapport au territoire plus large dans lequel on se trouve. Ce principe est valable pour tous les éléments de biodiversité possible, qu'il s'agisse de populations, d'espèces, de communautés ou d'écosystèmes. Dans le cas des lisières, il faut se demander si la forêt se trouve dans un paysage riche en milieux ouverts : si c'est le cas, il n'est pas forcément nécessaire de créer de nouvelles lisières ; si ce n'est pas le cas, il faut se demander si la pauvreté en milieux ouverts et en lisières est un atout pour les espèces d'intérieur forestier (cas de massifs vastes) ou pas (auquel cas la création de lisières pluristratifiées en bords de routes peut être utile).

Le critère de sensibilité et le niveau de menace (d'une population, d'une espèce ou d'un habitat) : on qualifie de sensibles les populations ou espèces dont les individus sont moins bien armés que d'autres pour supporter certaines perturbations, soit en raison de leurs stratégies démographiques, soit en raison de leurs stratégies adaptatives, soit en raison de leur faible diversité génétique. Ces espèces deviennent vulnérables lorsqu'elles ont à subir les perturbations en question. Ces notions permettent d'affecter aux taxons des statuts comme les niveaux de menaces de l'UICN.

Le critère de diversité locale : la richesse locale d'une communauté, comme c'est le cas en lisière, ou l'abondance particulièrement forte d'une population ou de certains facteurs favorables à la biodiversité forestière et relativement peu fréquents par ailleurs (bois mort, mares intraforestières) peuvent représenter un enjeu et justifier un objectif de conservation local.

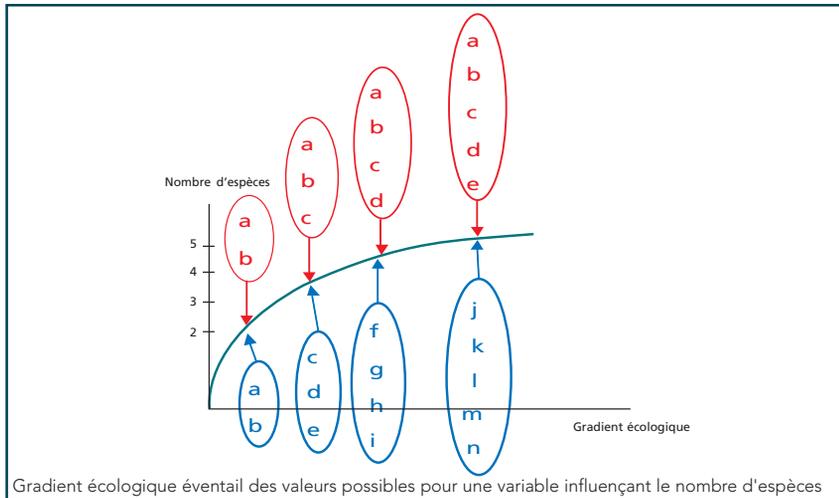


Fig. 3 : schématisation des notions de communautés emboîtées (en rouge) et disjointes (en bleu)

Le critère de typicité : sauf enjeux locaux particuliers, les espèces typiquement forestières seront prioritaires en termes de conservation sur les espèces généralistes.

Le critère de représentativité : identifier des maillons manquants ou marginaux. À l'échelle du massif comme à celle du paysage, le souci de représentativité des différents compartiments de la diversité écologique et de la diversité écosystémique doit guider une partie des choix de gestion. Pour beaucoup de taxons, la composition spécifique varie en fonction de gradients écologiques (par exemple, dans le cas des lisières, gradient de fermeture du milieu ou de quantité de lisières dans le paysage). Deux cas de figure peuvent se présenter au long de ce gradient : soit il s'agit de taxons à communautés emboîtées, soit on a affaire à des communautés disjointes (figure 3). Dans le premier cas, les espèces de début de gradient sont toutes des ubiquistes ou généralistes, qui persistent (éventuellement avec des abondances relatives décroissantes) dans les stades de fin de gradient, tandis que des éléments typiques de fin de gradient s'y

introduisent progressivement : les stades de fin de gradient sont alors les plus importants à protéger. Dans le cas des communautés disjointes, chaque espèce étant spécialiste d'un stade donné, c'est la représentation de l'ensemble des stades du gradient qui est importante pour maintenir la diversité des espèces de ces communautés à l'échelle du paysage.

Enfin, il nous paraît important de **raisonner la gestion de manière à organiser le suivi de ses impacts** sur la biodiversité, en vue d'**acquérir de nouvelles connaissances** sur les liens entre gestion forestière et biodiversité et de réorienter la gestion en fonction de ces observations (c'est le fondement de la « gestion adaptative », qui vise à améliorer en continu les pratiques, en organisant la gestion de manière à ce qu'elle soit source d'acquisition scientifique de nouvelles connaissances).

Marion GOSSELIN

Cemagref, UR Écosystèmes
Forestiers
Nogent-sur-Vernisson
marion.gosselin@cemagref.fr

Les effets des cervidés et du sanglier sur la biodiversité : des recommandations de gestion des populations

Plus que leur présence, c'est bien l'accroissement des populations des grands herbivores et leur maintien à des niveaux trop élevés qui constituent une perturbation majeure pour l'écosystème forestier. Circonscrire et maîtriser leur influence sur le milieu naturel est un véritable enjeu non seulement pour la forêt et son renouvellement, pour la santé des populations animales sauvages et domestiques et celle de l'homme mais aussi pour le maintien et la gestion de la biodiversité dans son ensemble. Cet objectif ne peut être atteint que par un suivi régulier et rigoureux des populations d'ongulés et de leur influence sur la végétation.

L'expansion démographique et géographique des grands ongulés de plaine (cerf, chevreuil et sanglier) s'observe depuis plusieurs décennies et s'explique par les facteurs suivants :

- l'extension de l'habitat favorable (augmentation des surfaces forestières, abandon de l'élevage extensif en forêt, généralisation des cultures céréalières d'hiver et agrainage dans le cas du sanglier) ;
- la limitation de facteurs importants de mortalité (élimination des prédateurs naturels, plan de chasse, radoucissement climatique).

Leur présence revêt des aspects positifs comme ceux associés à la pratique de la chasse et autres activités naturalistes mais aussi des aspects négatifs du fait des collisions, des dégâts aux forêts et aux cultures. Les difficultés pour régénérer des peuplements forestiers en présence de cerf et chevreuil sont connues, mais les cervidés contribuent au fonctionnement des écosystèmes, avec des impacts directs et

indirects sur les communautés végétales et animales. Se nourrissant de la végétation du sous-bois, ils peuvent avoir de puissants effets sur la diversité floristique des forêts.

Comment étudier l'effet des ongulés sur la biodiversité

Les connaissances restent encore fragmentaires pour définir précisément l'influence des grands herbivores sur la diversité végétale. Ces effets dépendent en effet de nombreux paramètres comme la qualité trophique du milieu, la composition initiale des communautés végétales (espèces appétentes, espèces tolérantes ou résistantes à l'abrutissement...), l'abondance des espèces, les grands herbivores présents, l'historique et l'intensité de la pression d'herbivorie subie et l'échelle spatiale à laquelle sont étudiés ces phénomènes.

Par ailleurs, l'expansion de ces animaux est concomitante d'importantes modifications dans l'utilisation des terres. En l'absence

d'études à long terme où les principaux déterminants d'évolution des communautés végétales sont contrôlés, leurs effets sur la végétation restent sujets à controverse.

Une difficulté méthodologique de ces travaux consiste à contrôler la densité de cervidés, un paramètre que l'on ne sait pas mesurer précisément. Généralement, les dispositifs comparent deux niveaux de populations. Les dispositifs enclos/exclos (encadré 1) sont les plus utilisés car très démonstratifs (photo) mais souffrent par ailleurs de nombreuses limites méthodologiques (faible nombre de répétitions, taille variable, installation dans des zones fortement impactées, fluctuations de la densité de cervidés à l'extérieur de l'enclos, rigueur et maintien du suivi dans le temps, pertinence limitée dans le temps, gestion forestière différentielle...). Les études ont souvent profité de situations naturelles (pratique ou non de la chasse) ou se sont appuyées sur des dispositifs

1 - Utilisation des dispositifs enclos/exclos

- Limiter l'installation de ces dispositifs à des situations où l'on s'intéresse à la dynamique de la régénération forestière et où un suivi logistique et financier existe.
- Utiliser ces dispositifs comme des outils de démonstration dont la portée est très dépendante du contexte.
- Maintenir les réseaux nationaux de suivis (du type RENECOFOR) dont un objectif est d'étudier l'évolution temporelle de la diversité floristique et valoriser les données récoltées en analysant l'influence des cervidés sur la flore.

logistiquement plus lourds comme les expériences d'abroustissement contrôlé (figure 1) qui permettent de créer un gradient de densité.

Des effets indéniables mais variés des cervidés sur le milieu

Les travaux existants soulignent un impact fort des cervidés sur les trajectoires des communautés végétales et sur la biodiversité au travers de réseaux complexes d'interactions (Coqblin et Martin, 2004 ; Cote et al. 2004).

Les cervidés consomment de façon sélective et répétée la végétation du sous-bois jusqu'à la hauteur d'abroustissement, ils limitent la croissance des espèces herbacées et ligneuses et peuvent entrer en compétition pour la nourriture avec des espèces patrimoniales comme le grand tétras, la gélinotte ou d'autres herbivores invertébrés. Ils modifient structure et composition avec une tendance à simplifier et homogénéiser la stratification de la végétation, affectant l'habitat d'autres groupes ou communautés : insectes, oiseaux (diminution du nombre de sites potentiels de nidification et baisse de la protection visuelle), micromammifères...

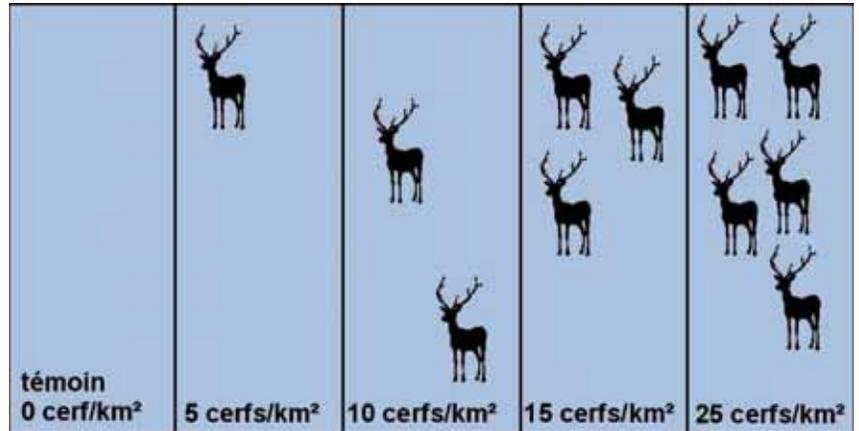


Fig. 1 : dispositif d'abroustissement contrôlé simulant cinq niveaux de densité sur des parcelles élémentaires de 20 ha

Les grands ongulés sont aussi des vecteurs de biodiversité et peuvent favoriser les paysages ouverts.

Cervidés (et sanglier) disséminent les graines d'espèces végétales accrochées à leur pelage, logées entre leurs sabots ou bien ingérées et relâchées par les fèces. En se baugeant dans des zones humides, ils peuvent transférer d'une mare à l'autre des quantités importantes de matière organique contenant des populations d'invertébrés aquatiques, voire des pontes de batraciens.

Par ailleurs, le piétinement du sol et les zones grattées ou retournées, en réduisant la compétition dans le sous-étage, créent des sites favorables de colonisation et de germination d'espèces végétales (recrutement d'espèces pour la strate arborée), ils activent ainsi une banque de graines du sol en sommeil. Le bénéfice observé pour la flore peut être supérieur à l'effet de la compaction du sol, exception faite des milieux fragiles et humides comme les tourbières et des milieux fortement perturbés (coulées de passage et zones d'agrainage régulier).

Ce que l'on sait du sanglier

Son taux de reproduction est le plus élevé des ongulés, il peut présenter des variations très importantes de densité d'une année sur l'autre. La

dynamique spatiale et temporelle des retournements (boutis, vermillis) dépend du type d'habitat (plus abondants sous feuillu) et du sol (plus abondants en milieu humide) (Massei et Genov, 2004).

Les sangliers agissent sur les plantes en consommant certaines parties (fruits, rhizomes, racines, tiges). Ils diminuent l'abondance des espèces touchées ; l'influence sur la diversité est moins tranchée avec une diminution à court terme et une augmentation même à un niveau supérieur plus tardivement. Ils engendrent des dommages importants aux cultures.

Leur action sur le sol accélère le cycle des substances nutritives et la décomposition de la matière organique, qui peuvent améliorer la croissance des arbres, mais dans des situations extrêmes elle peut entraîner une érosion des sols (jusqu'à 95 % de diminution de couvert de la végétation).

Les sangliers interagissent aussi avec les communautés animales : de l'ordre de 10 % des contenus stomacaux sont d'origine animale et ceci tout au long de l'année. Ils perturbent l'habitat de micromammifères fouisseurs et d'autres invertébrés, ils sont en compétition alimentaire avec certaines espèces, ils vivent en symbiose avec des corvidés qui se nourrissent de leurs parasites.

Des recommandations de gestion des populations d'ongulés pour préserver la biodiversité :

- Mettre en place rapidement et à l'échelle nationale les suivis temporels d'indicateurs de changement écologique et des populations animales (encadré 2) et de l'équilibre forêt-cervidés (encadré 3) et les adapter à la problématique de la biodiversité ;
- assurer la pérennité de ces suivis, leur mise à jour et l'archivage dans un document synthétique (pour les suivis existants et ceux à mettre en place) ;
- réguler les populations par un prélèvement des animaux par la chasse quand le suivi montre une atteinte à la biodiversité (qui peut se manifester avant la mise en évidence d'une baisse de la condition physique des animaux ; encadré 2).

Et aussi, afin de diluer l'impact des ongulés dans l'espace et le temps :

- veiller à assurer une mosaïque des différents types de peuplement à l'échelle des massifs en évitant les grands blocs de parcelles homogènes, en échelonnant dans le temps l'ouverture des parcelles par exemple (Baltzinger *et al.*, 2004) ;
- maintenir les sources « providentielles » de nourriture comme la partie feuillée des chablis ; démembrer une partie des houppiers pour faciliter l'accès aux parties jeunes à intérêt alimentaire mais en conserver un certain nombre entiers comme sites favorables en termes de refuge ;
- entretenir les zones naturelles de gagnage (bords de chemins, prairies...) et maintenir ouverts les layons qui sont des zones de gagnage et de déplacement privilégiés.

2 - Suivis disponibles actuellement concernant l'évolution des populations d'ongulés

- **Suivi temporel des populations** de chevreuil via l'indice kilométrique d'abondance et de cerf via l'indice nocturne d'abondance (conformément aux protocoles ONCFS existants).
- **Suivi des prélèvements attribués au plan de chasse** (définition d'un prélèvement minimal à réaliser comme c'est le cas en forêt domaniale)
- **Suivi temporel des plans de chasse** (attributions/prélèvements en cerf, chevreuil et sanglier).
- **Suivi temporel des indicateurs de condition** (masse des chevillards pour le chevreuil ; masse des faons, taux de gestation des bichettes pour le cerf) **et de constitution physique** (longueur de patte arrière, longueur de mâchoire,...) uniquement si les conditions de récolte et de mesure sont réunies pour un suivi de qualité.

3 - Suivi de l'équilibre flore-cervidés

L'Indice de consommation de la flore remplace l'IPF (conformément au protocole existant pour le chevreuil (Boscardin et Morellet, ce volume) et aux recommandations en termes de stratégie d'échantillonnage pour les grands massifs hébergeant cerf et chevreuil). L'indice de consommation permet par ailleurs de suivre au cours du temps l'évolution de la fréquence de présence et de consommation des espèces ligneuses et semi-ligneuses communes.

Limites de la méthode :

- Il faut **adapter la réalisation de ces suivis** au temps de personnel disponible
La fréquence (annuelle à bisannuelle) est déterminée en tenant compte du niveau de pression d'herbivorie.
- Il faut **distinguer les massifs à chevreuil seul de ceux où cerf et chevreuil sont présents** (voire présence d'herbivores domestiques) pour la hauteur limite d'abroustissement (1,2 m pour le chevreuil, 1,8 m si le cerf est présent).
- Il faut **envisager la formation de personnels relais** au sein des différents organismes concernés pour le transfert méthodologique aux opérateurs de terrain.
La méthode ne prend pas en compte les espèces herbacées, les espèces rares et les milieux remarquables localisés, éléments de biodiversité importants.



V. Boulanger, Cemagref

Abondance de l'anémone sylvie sur l'enclos-exclos Renécofor CHS57a en FD d'Amélecourt, avril 2006

Un projet est en cours associant ONF, ONCFS, INRA et Cemagref

Ce projet se déroule sur la forêt domaniale d'Arc-en-Barrois (massif de Chateauvillain et Arc et massif du Carrefour de Joinville) en Haute-Marne. Il aborde l'influence à court terme (5 ans) et moyen terme (25 et 30 ans) des populations de cervidés sur la dynamique des communautés végétales en milieu forestier avec pour objectif de découpler l'effet des cervidés de celui de la gestion forestière.

Ce suivi temporel est permis grâce à la réalisation en 1976/1977 et 1981 de deux campagnes de relevés floristiques exhaustifs et de relevés d'abrutissement et par le retour sur ces mêmes relevés en 2005/2006.

D'autres pistes de recherche concernent l'identification d'espèces, dites indicatrices, communes localement et bien répandues à l'échelle nationale, dont les traits d'histoire de vie (floraison, fructification, morphologie, taille...) seraient

sensibles à différents niveaux de pression d'herbivorie.

Par ailleurs, les placettes du réseau RENECOFOR (qui comportent une partie clôturée) peuvent servir de support pour étudier l'impact des herbivores sur le fonctionnement de l'écosystème (Dobremez et Bourjot, 2007).

Conclusion

Il est nécessaire de poursuivre les études en cours sur l'influence des cervidés sur la biodiversité, car actuellement le suivi et le contrôle de l'évolution des populations de grands herbivores se font dans l'optique de préserver la capacité de régénération de la forêt et la bonne santé des populations animales. En outre, ce contrôle est adapté aux grands massifs dont l'étendue correspond bien à l'échelle de fonctionnement des populations de cervidés et au domaine de validité des indicateurs mais il ne l'est pas aux petites superficies que l'on retrouve surtout en forêt privée (exception faite des regrou-

pements entre propriétaires concernant des objectifs communs à atteindre en termes de gestion sylvicole et cynégétique).

Christophe BALTZINGER

Cemagref, UR Ecosystèmes forestiers, équipe Cervidés
Nogent-sur-Vernisson
christophe.baltzinger@cemagref.fr

Bibliographie

BALTZINGER C., ROCQUENCOURT A., BALLON P., 2004. Prise en compte des cervidés dans la révision d'aménagement de la forêt domaniale de Perseigne pour la période 2004-2024. Rapport, Cemagref, Nogent sur Vernisson, 53p.

BOSCARDIN Y., MORELLET N., 2007. L'indice de Consommation, un outil de suivi des populations de chevreuil. Rendez-Vous techniques n° 16, pp. 5-12

COTE S.D., ROONEY T.P., TREMBLAY J.-P., DUSSAULT C., WALLER D.M., 2004. Ecological impacts of deer overabundance. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics n°35, pp 113-147

COQBLIN, M., MARTIN J.L., 2004. Haïda Gwaaï : un laboratoire grandeur nature. Montpellier : Mille et Une Productions/CNRS Images/média. Documentaire 52 mn.

DOBREMEZ J. F., BOURJOT L. 2007. Interactions ongulés-forêt dans les sites RENECOFOR des Alpes françaises. Poster. Colloque 15 ans de suivi des écosystèmes forestiers, résultats, acquis et perspectives de RENECOFOR Beaune, 9-11 mai 2007

MASSEI G., GENOV P.V., 2004. The environmental impact of wild boar. Galemys n°16, pp 135-145

Arbres à cavités et oiseaux cavernicoles.

Les enseignements d'un suivi dans le pays de Bitche

Les cavités hautes dans les arbres sont de deux types :

- les cavités « naturelles » résultant de la chute d'une branche, d'une attaque de champignons, d'un coup de foudre, d'une malformation, etc.

- les cavités creusées par les pics dans les troncs (souvent la surbille ou la partie haute de la bille de pied) ou les grosses branches.

Les deux types de cavités sont utilisées par diverses espèces d'oiseaux, mais aussi de mammifères (chiroptères, gliridés, mustélidés, écureuils...) et d'insectes (hyménoptères...).

Les loges creusées par les pics sont l'objet de recherches précises depuis 2001 dans la zone de protection spéciale (ZPS) des « Forêts, rochers et étangs du Pays de Bitche », dans les Vosges du Nord.

Cet article publie quelques données présentées sur ce sujet lors d'une communication au 30^e colloque francophone d'ornithologie de Paris (2 et 3 décembre 2006).

Le peuplement de pics de la ZPS du Pays de Bitche

Cette ZPS de 6279 ha est essentiellement forestière, avec des boisements de pin sylvestre, de chêne sessile, de hêtre et de divers résineux (épicéa surtout). L'altitude est comprise entre 250 et 400 m. Six espèces de pics y nichent :

- Le pic épeiche est le plus commun des pics de la zone. Les effectifs ont été dénombrés en 2001 sur un quadrat de 426 hectares : 30 terri-toires ont été

cartographiés dans ce secteur. La population de la ZPS est estimée entre 300 et 450 couples.

- Le pic mar a fait l'objet d'une recherche systématique en 2005 sur l'ensemble de la zone avec repasse de son chant au magnétophone : 123 territoires ont été recensés. La population est estimée entre 130 et 150 couples.

- Le pic épeichette est discret. Un seul couple avait été repéré en 2001 sur les 426 ha recensés. La population est estimée entre 20 et 50 couples.

- Le pic noir est recensé précisément chaque année depuis 2001 sur la totalité de la ZPS. Ses effectifs varient entre 20 à 23 couples.

- Le pic vert est surtout cantonné aux grandes clairières, mais il pénètre parfois jusqu'au cœur des massifs forestiers. La population se situe entre 15 et 20 couples.

- Le pic cendré est le plus rare des pics avec un effectif compris entre 8 et 12 couples. On le trouve dans

des forêts variées : hêtraies, chênaies et pinèdes.

Quelques couples de torcol fourmilier (oiseau au plumage brun, apparenté aux pics mais qui ne peut creuser le bois) nichent aussi en bordure des clairières forestières et dans les grandes zones de chablis.

La population totale de pics est ainsi estimée entre 500 et 700 couples nicheurs sur les 6279 ha de la ZPS.

Les cavités creusées par les pics

Les cavités de pic noir sont en général bien visibles. Aussi ont-elles été recherchées systématiquement dans l'ensemble de la ZPS : 191 arbres présentant une ou plusieurs cavités de pic noir ont été ainsi découverts et marqués. Il en manque sans doute encore quelques-uns à l'inventaire. On note ainsi qu'il y a environ 10 fois



Pic Noir

Y. Muller, LPO

plus d'arbres avec des cavités que de couples nicheurs de pic noir. Les cavités des autres pics sont marquées au hasard des découvertes, notamment lors du suivi des nidifications (20 à 40 nichées étudiées chaque année depuis 2001). Près de 300 arbres avec des loges de pic épeiche, pic mar, pic vert ou pic cendré sont ainsi cartographiées. Des recherches fouillées dans certaines parcelles favorables ont permis d'y découvrir jusqu'à 25 arbres avec une ou plusieurs cavités, soit environ 2 arbres troués par un pic à l'hectare. La ZPS abrite sans doute plusieurs milliers d'arbres avec d'anciennes cavités de pics.

Quelles essences d'arbres sont forées par les pics ?

Les données sont assez fournies pour 3 espèces :

- le pic noir dont 92 nidifications ont été étudiées de 2001 à 2006 : 47 arbres différents ont été utilisés, soit 45 hêtres (96 %), 1 tilleul et 1 pin sylvestre sec ; par ailleurs, les 191 arbres connus avec des cavités de pic noir sont 183 hêtres (96 %), 4 tilleuls et 4 pins sylvestres secs ;
- le pic épeiche dont 150 nidifications ont été suivies durant la période d'étude : 125 étaient dans des chênes (83 %), 12 dans des pins sylvestres (8 %), 8 dans des hêtres (5 %), 3 dans un merisier, 1 dans un bouleau et 1 dans un peuplier ;
- le pic mar dont 35 loges de nidification se situaient dans 28 chênes (80 %), 4 hêtres (11 %), 2 pins sylvestres (6 %) et 1 épicéa.

On note ainsi une forte préférence du pic noir pour le hêtre alors que le pic épeiche et le pic mar creusent le plus souvent leurs loges dans les chênes.

Quels arbres les pics choisissent-ils pour forer leurs loges ?

Les données concernent encore les mêmes espèces.

- Le pic noir choisit un hêtre dont le diamètre à 1,50 m du sol est



Couple de pics mars au nourrissage

Y. Müller, LPO

compris en général entre 50 et 65 cm. Il y creuse sa loge le plus souvent entre 10 et 16 m de hauteur. Les arbres sont en général sains. Un pin sylvestre sec a été foré en 2004 et un couple y a niché en 2004 et 2005.

- Le pic épeiche niche le plus souvent dans des arbres sains, mais il creuse aussi sa loge dans des arbres dépérissants ou morts. Des champignons parasites sont proches du nid dans 30 % des cas. Le diamètre des arbres comme la hauteur des nids sont très variables.

- Le pic mar niche assez souvent dans des arbres morts (28 % des cas) ou dépérissants ; dans 58 % des cas, des champignons parasites sont proches du nid. Comme pour le pic épeiche, les nids sont creusés dans des situations assez variables, parfois à 2 m du sol, parfois à plus de 15 m !

Les pics creusent-ils systématiquement une nouvelle loge ?

Seuls 24 % des 92 nidifications suivies du pic noir se situaient dans une nouvelle loge. Le couple de pic noir réutilise le plus souvent une ancienne loge : dans la moitié des cas, il reprend la même que l'an passé.

Le pic épeiche ne creuse une nouvelle loge que dans 20 % des cas. Lui aussi préfère réutiliser une

ancienne loge que d'en creuser une nouvelle.

Le pic mar, quant à lui, creuse plus systématiquement une nouvelle loge (dans 15 cas sur 24). Ceci s'explique car il choisit fréquemment des arbres dépérissants et les loges se détériorent rapidement : ses anciens nids ne sont donc souvent plus utilisables au bout de une ou quelques années.

Globalement, les pics ne creusent une nouvelle loge que dans environ 25 à 50 % des cas !

Les oiseaux cavernicoles

Les pics réoccupent donc assez fréquemment une ancienne cavité. Quelles sont les autres espèces d'oiseaux qui les utilisent et avec quelle fréquence ?

Au printemps 2004, 81 arbres avec des cavités creusées en grande partie par le pic épeiche, mais aussi par le pic mar, voire le pic vert ou le pic cendré ont été contrôlés. 31 cavités étaient occupées par 6 espèces d'oiseaux : la sittelle torchepot (14 nids), le pic épeiche (10 nids), le gobemouche noir (4 nids), la chevêchette d'Europe, le torcol fourmilier et la mésange charbonnière (un nid chacun).

Au cours des années 2001 à 2006, ce sont au total 914 anciennes loges de pic noir qui ont été contrôlées, avec 352 nidifications constatées : 153 par le pigeon colombin, 93 par la sittelle torchepot, 92 par le pic noir lui-même, 9 par la chouette hulotte, 3 par l'écureuil et 1 par la chouette de Tengmalm.

Ainsi près de 40 % des anciennes cavités creusées par les pics sont utilisées ensuite par différentes espèces pour leur reproduction !

Conservons les arbres à cavités pour leur rôle irremplaçable

L'étude effectuée sur la zone de protection spéciale du pays de Bitche montre à nouveau la grande importance des pics dans l'écosystème forestier. En particulier, sont confirmées et précisées les données suivantes :

- les pics ne creusent pas systématiquement une nouvelle cavité ; au contraire, ils réoccupent fréquemment une ancienne loge ;
- mis à part le pic noir, ils choisissent souvent un arbre dépérissant, affaibli ou de faible valeur marchande pour y creuser leur loge ;

- les cavités de pics sont recherchées par d'autres espèces d'oiseaux pour s'y reproduire, voire par d'autres animaux pour y séjourner ou y nicher. Elles sont indispensables à certaines espèces très rares. La chouette de Tengmalm utilise le plus souvent une cavité de pic noir pour y nicher, et la chevêchette d'Europe une ancienne loge de pic épeiche dans le même but.

Les recommandations au gestionnaire forestier sont donc les suivantes :

Les arbres portant des cavités de pic noir doivent absolument être conservés, car l'oiseau réutilise sa loge plusieurs années de suite : enlever un arbre troué c'est donc



Chouette de Tengmalm

Y. Muller, LPO

d'obliger à en recréer un ! De plus, la loge abandonnée abritera encore durant plusieurs années les nichées ou portées de nombreuses espèces animales incapables de creuser le bois. Ces espèces contribuent au bon fonctionnement de l'écosystème forestier en transportant des graines (rongeurs et pigeons), en jouant leur rôle de prédateur (chouettes), etc. Elles ont aussi une valeur patrimoniale, une valeur d'agrément ; elles servent d'indicateurs de bonne santé de l'écosystème...

Au même titre que le « maintien de quelques arbres sénescents ou morts (au minimum 1 par hectare) », la « conservation de 1 à 10 arbres creux pour 5 hectares, bien répartis » fait partie des directives de prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière édictées en 1993 par l'ONF. Cela concerne en particulier les arbres à loges de pics : il convient donc de les préserver lors des martelages en les repérant par un rond à la peinture ou avec la plaquette « arbre conservé pour la biodiversité » afin de montrer qu'il s'agit d'un acte volontaire du forestier et pouvoir en assurer le suivi.

Yves MULLER
LPO-Alsace

Bibliographie

MULLER Y., 2002. Recherches sur l'écologie des oiseaux forestiers des Vosges du Nord. VIII. Dénombrement des picidés nicheurs d'une chênaie-pinède de 426 ha. *Ciconia* n° 26, pp. 29-39.

MULLER Y., 2004. L'utilisation des anciennes cavités de Pics (*Picidae*) par les oiseaux pour la nidification. *Ciconia* n° 28, pp. 67-78.

MULLER Y., 2005. Der Schwarzspecht in den Nord-Vogesen : Bestandsdichte, Brutplätze und Höhlenbäume. In « Der Schwarzspecht. Indikator intakter Waldökosysteme ? ». Tagungsband zum 1. Schwarzspechtsymposium der Deutschen Wildtier Stiftung in Sarrebrücken vom 05. - 06. November 2004, pp. 95-109.

MULLER Y., 2006. Arbres à cavités et oiseaux cavernicoles. Histoires de pics et de chouettes. Colloque francophone d'Ornithologie, Paris, 2 et 3 décembre 2006.

Enjeux du bois mort pour la conservation de la biodiversité et la gestion des forêts

Le bois mort, reconnu comme un des indicateurs de gestion durable, héberge près de 25 % de la biodiversité forestière ; de plus, on estime que deux tiers des espèces associées aux arbres dans les forêts à dynamique naturelle ne sont présentes qu'après l'âge d'exploitabilité économique ou technologique, notamment dans les micro-habitats liés à la sénescence des arbres.

La compétition entre le forestier et les organismes saproxyliques pour la ressource bois se traduit aujourd'hui par un déficit généralisé du bois mort dans les forêts exploitées. Face à ces enjeux, des pistes de gestion réalistes et favorables à la biodiversité peuvent être définies.

Le bois mort, un compartiment à enjeux

Le bois mort est un compartiment de l'écosystème forestier sur lequel les enjeux de conservation et de gestion sont exacerbés et d'actualité. Cette prise de conscience traduit à la fois la reconnaissance d'un rôle écologique important et le constat d'un déficit généralisé dans les forêts gérées. Elle conduit à des réflexions sur la place à accorder au bois mort dans la gestion forestière (Gosselin, 2004), notamment dans un contexte concurrentiel entre le bois mort pour la biodiversité et le bois énergie.

Si les recommandations du Conseil de l'Europe en 1988 sur la conservation des organismes saproxyliques ont été peu suivies d'effets immédiats, la reconnaissance de l'importance du bois mort a gagné le terrain politique, le volume de bois mort étant intégré aux indicateurs de gestion durable (ministère

de l'Agriculture français, 2000 et 2005 ; conférences ministérielles sur la protection des forêts en Europe) ou de biodiversité (indicateurs BEAR pour la biodiversité forestière en Europe).

Toutefois, le bois mort souffre encore d'une image négative ou d'un déficit de connaissances parmi les acteurs forestiers (voir encadré).

Un « déchet » aux multiples fonctions écologiques

On estime que le bois mort rend des **services directs** à l'écosystème forestier, tels que sa contribution au recyclage local des nutriments, donc au maintien de la fertilité des sols, au stockage temporaire du carbone, et à la constitution d'un réservoir d'auxiliaires pour réguler

les populations de ravageurs.

Son rôle **d'habitat** est également déterminant puisque près du quart des espèces forestières lui sont intimement associées. D'origine variée (compétition, catastrophes, ravageurs, sénescence, coupes), le bois mort est un substrat polymorphe, qui inclut les fragments au sol, les chandelles, les arbres morts sur pied, les souches, les branches mortes des houppiers vivants, jusqu'aux cavités et aux micro-habitats associés tels que les polypores et les suintements de sève (figure 1). Il représente de 20 à 40 % du volume ligneux dans une forêt à dynamique naturelle. C'est aussi un substrat évolutif, qui héberge au cours de sa décomposition une succession de biocénoses, qualifiées de saproxyliques.



Fig. 1 : quelques types de bois morts

(a) chandelle avec polypore, (b) tas de rémanents d'exploitation, (c) souche de chablis exploité, (d) chablis et volis

Au titre de micro-habitat ou de **ressource alimentaire**, il abrite un réseau trophique complexe, occupé par une forte diversité taxonomique (cryptogames épiphytiques ; champignons lignicoles ; insectes coléoptères, diptères, hyménoptères ; vertébrés chiroptères, rongeurs, pics...) et écologique (xylophages, saproxylophages, xylomycétophages, prédateurs, cavicoles...). Les champignons et les coléoptères dominent ces assemblages (avec près de la moitié des espèces), les seconds par exemple comprenant environ 2 500 espèces en France (Brustel, 2004).

Même si les évaluations disponibles sont fragmentaires (voire absentes comme en France...), un grand nombre d'espèces saproxyliques figurent sur les listes d'insectes menacés ou en danger : 30 % des polypores en Finlande, 40 % des invertébrés saproxyliques en Grande Bretagne, 35 % des coléoptères saproxyliques en Allemagne, principalement en raison de la dégradation des habitats liés au bois mort par l'homme. D'autre part, des preuves paléontologiques ou muséologiques d'extinction d'espèces saproxyliques existent en Grande-Bretagne et en Finlande.

Quelles propriétés du bois mort sont importantes pour la biodiversité ?

Les organismes saproxyliques dépendent de la présence de bois mort, mais aussi de vieux et gros arbres, porteurs de signes de sénescence (cavités, décollements...) dont la densité augmente avec l'âge. Certains groupes saproxyliques (diptères *Syrphidae*, vertébrés...) dépendent surtout de micro-habitats associés aux vieux arbres et non disponibles sur le bois mort (Tableau 1).

Pour les bois morts au sens strict, plusieurs facteurs déterminent la qualité d'habitat : le **volume** de la

ressource bien sûr, mais aussi la **qualité** des pièces (diamètre, essence, stade et mode de décomposition, origine, position, exposition au soleil), la **connectivité spatiale** entre les pièces et la continuité temporelle d'approvisionnement.

La dimension et la position (dressé, au sol ou dans le houppier ; ensoleillé ou ombragé) conditionnent le microclimat et la durée de décomposition des pièces ; l'essence (surtout dans les premiers stades de saproxylation) et le stade de décomposition influencent la qualité trophique du matériau ligneux.

S'il est bien connu que la quantité locale de bois mort favorise la diversité des organismes associés (de façon plus nette dans les faibles valeurs du gradient), la diversité locale des types (composition qualitative d'un stock de bois mort établi selon les paramètres cités ci-dessus) joue un rôle structurant important sur les assemblages saproxyliques.

L'effet positif du volume de bois

mort sur la biodiversité est également tangible quand il est estimé dans le paysage avoisinant (sur plusieurs centaines d'ha).

Le bois mort constitue un habitat fragmenté et temporaire. L'échelle de fragmentation est à raisonner en fonction des capacités de dispersion très variables des organismes saproxyliques (Bouget et Gosselin, 2005 in Vallauri et al., 2005). L'importance du maintien d'une ressource dans les limites du rayon de déplacement des organismes est attestée par l'effet des discontinuités temporelles (ancienneté de l'état forestier, exploitations passées...) sur les faunes actuelles.

La compétition entre le forestier et les organismes saproxyliques

Dans le contexte des **forêts exploitées**, il apparaît un antagonisme évident entre le maintien en forêt et l'exportation du matériau bois. Le stock de bois mort des forêts exploitées est ainsi

RESINE : un projet pluridisciplinaire sur le bois mort, sa gestion et sa biodiversité

Le projet RESINE (REprésentations Sociales et Intérêts écologiques de la NEcromasse) est l'un des premiers projets de recherche à s'attarder sur le triptyque *gestion forestière, bois mort et biodiversité* en Europe de l'Ouest. Financé dans le cadre du programme « Biodiversité et Gestion Forestière » du GIP Ecofor 2005-2008, il est coordonné par l'équipe Biofor du Cemagref de Nogent/Vernisson.

Son objectif est d'améliorer, dans un contexte biogéographique tempéré ouest européen, bien moins étudié que les forêts boréales scandinaves, les connaissances sur lesquelles fonder des modalités de rétention du bois mort pertinentes et favorables à la biodiversité saproxylique, et de valider ou de redéfinir les indicateurs de biodiversité fondés sur le bois mort.

Le projet, résolument pluridisciplinaire et partenarial, est doté de 3 volets :

- un volet *sociologique*, sous forme d'une enquête assumée par l'équipe AMANDE du Cemagref de Cestas (33) et l'ONF, sur les représentations du bois mort (valeurs, place, rôles, perception) pour différents groupes sociaux usagers de la forêt, dans deux régions forestières (Landes, Rambouillet), afin de mettre en évidence les conditions de dialogue et de négociation entre les groupes d'acteurs sur les actions à mener ;
- un volet *écologique*, qui se penche sur les relations entre les descripteurs du bois mort (volumes, qualité, diversité) et la biodiversité saproxylique (coléoptères, mycètes, bryoflore) à différentes échelles spatiales, du micro-habitat à la mosaïque paysagère en passant par le peuplement, dans deux régions forestières (pinède des Landes, chênaie de Rambouillet) ;
- et enfin un volet mixte, consistant en une réflexion pour la mise en place d'une *gestion adaptative* du bois mort dans un réseau de forêts publiques.

sous l'influence des modalités d'exploitation (traitement des rémanents), de la durée de rotation (donc du traitement), mais aussi de la sélection des essences, de la régulation de la mortalité et de la compétition entre les arbres, et de la mise en réserve. La gestion forestière influence ainsi le stock de bois mort à plusieurs étapes. L'apport initial peut être très variable, les coupes et l'exportation s'opposant à la rétention *in situ* consécutive aux catastrophes ou à la mortalité naturelle par micro-trouées. À l'autre extrémité du cycle, l'exploitation supprime les phases de maturité biologique et de sénescence. La densité de vieux arbres, d'arbres à cavités ou le volume de bois mort dans les forêts exploitées ne représente ainsi qu'un faible pourcentage des valeurs observées dans les forêts à dynamique naturelle (2 à 30 % pour le bois mort). La quantité de bois mort dans les forêts françaises exploitées est fort mal connue, mais se situerait entre 3,5 et 7 m³/ha (Hamza et Cluzeau, 2005 *in* Vallauri *et al.*, 2005), alors que les valeurs atteignent 40 à plus de 100 m³/ha dans les forêts à dynamique naturelle en contexte équivalent.

Quelques pistes de gestion forestière favorables à la biodiversité

Devant ces constats, il semble avant tout nécessaire de fixer comme objectif un **volume minimal** de bois mort. De façon générale, d'après les études de biodiversité menées en Scandinavie, un accroissement de volume de 5 à 20 m³/ha permettrait de doubler la richesse spécifique de certains groupes saproxyliques. Afin d'avoir des consignes adaptables, le seuil de volume de bois mort peut être fixé entre 3 et 5 % du volume sur pied moyen à l'échelle d'un massif.

La mise en œuvre de ces recommandations implique la définition d'une stratégie de rétention du bois mort. Le corpus des connaissances disponibles demeure cependant largement fragmentaire, et majoritairement établi dans un contexte boréal et résineux, où les particularités liées à la biogéographie et à l'histoire de gestion rendent les extrapolations en France parfois hasardeuses. Des travaux de recherche en contexte néomoral et feuillu sont donc nécessaires (encadré). De façon générale, nous pouvons toutefois avancer les pistes de gestion suivantes.

Il s'agit de retenir des **arbres morts** ou « à laisser mourir » (par un marquage de réservation), ainsi qu'une proportion constante de **zones préservées** dans chaque massif (îlots de vieux bois, réserves...) où le bois mort pourra s'accumuler au moins temporairement. Il s'agit également de maintenir intègres les rémanents d'exploitation et autres pièces non marchandes (sans broyage, ni brûlage), une partie des chablis, et de ne pas abattre les chandelles « pour faire propre ». De façon générale, il importe d'évaluer le bilan économique (coûts, produit des ventes...) et écologique (bilan énergétique, destruction d'habitat...) d'une exploitation ou d'une récolte avant d'intervenir.

En alternative ou en complément d'une gestion purement volumique du bois mort, il semble opportun de **diversifier la composition qualitative** du stock de bois mort des forêts exploitées. Certains types de pièces, telles que les grosses pièces (d'essences commerciales comme d'essences non objectifs) ou les chandelles, sont en fait trop rares dans les forêts exploitées alors qu'elles sont indispensables à de nombreux organismes saproxyliques spécialisés.

Groupe saproxylique	Éléments nécessaires à la présence des espèces					Données
	Vieux arbres	Bois mort		Les deux (vieux arbres + bois mort)	Autres (hôtes, proies, facteurs abiotiques...)	
		Au sol	Chandelles			
Invertébrés	34 %	27 %	35 %		4 %	Suède RS* = 739 (Berg <i>et al.</i> , 1994)
Diptères <i>Syrphidae</i>	61 %	6 %		33 %		Europe, RS* = 92 (speight et Good, 2003)
Cryptogames (bryophytes, lichens), Champignons	20 %	28 %	5 %		47 %	Suède RS = 636 (Berg <i>et al.</i> , 1994)
<i>Polyporaceae</i>	13 %	74 %		13 %		Europe, RS* = 297 (Ryvarden et Gilbertson, 1994)
Vertébrés	34 %	—	8 %		58 %	Suède RS* = 53 (Berg <i>et al.</i> , 1994)

*RS = nombre d'espèces étudiées

Tab.1 : éléments d'habitats nécessaires à la présence des organismes saproxyliques de différents groupes taxonomiques

Il faut lire que, par exemple, 34 % des invertébrés étudiés par Berg *et al.* dépendent des vieux arbres, que 74 % des polypores étudiés par Ryvarden et Gilbertson dépendent du bois mort, que 53 % des cryptogames et des champignons étudiés par Berg *et al.* dépendent des vieux arbres et/ou du bois mort, les 47 % restant dépendant d'autres éléments de l'habitat (PH du sol, présence de rochers...).

Le tableau 2 illustre quelques pratiques concrètes pour maintenir une diversité de pièces de bois mort.

L'augmentation du volume et de la diversité des pièces de bois mort doit s'accompagner d'un effort sur la **connectivité spatiale** entre pièces afin de réduire la fragmentation d'habitat. Comme l'échelle du bois mort dans le paysage environnant (quelques centaines d'ha) semble déterminante en sus du bois mort local, le réseau des réserves et îlots divers où le bois mort s'accumule localement ne suffira pas si les parcelles intermédiaires représentent un désert de nécromasse.

Les résultats concernant l'agrégation ou la dispersion des pièces elles-mêmes sont encore très lacunaires (Bouget et Gosselin, 2005 in Vallauri et al., 2005) et difficiles à traduire en mesures pragmatiques. En outre, la stratégie de rétention du bois mort peut être relativement déconnectée du mode de traitement. Les structures irrégulières en classes d'âges peuvent présenter un avantage pour réduire les discontinuités spatiales et temporelles dans l'alimentation des stocks locaux de bois mort en faveur des espèces peu dispersives, sensibles à la continuité d'un volume moyen minimum et plutôt liées au bois mort ombragé. Dans les systèmes réguliers, des dispositions particulières (îlots de vieux bois, sur-réserves, houppiers non démembrés dans les coupes, maintien des rémanents d'éclaircie) permettent de régulariser l'approvisionnement du bois mort dans le temps (Gosselin et Bouget, 2003).

Rétention de bois mort : bénéfices ou risques écologiques ?

Le **risque phytosanitaire**, associé au maintien de grandes quantités de bois mort en forêt par les tenants de la *Waldhygiene*, doit être examiné à la lumière de la segmentation des niches écologiques des organismes saproxyliques. En effet, parmi les consommateurs de tissus ligneux, seuls les xylophages secondaires sont capables de s'installer sur un arbre en train de mourir ou récemment mort (Bouget et al., 2005) ; les xylophages primaires ne peuvent coloniser les pièces de bois mort, et les saproxylophages ne peuvent investir les arbres vivants, même dépérissants (sauf sur leurs branches mortes évidemment). Les xylophages secondaires comprennent essentiellement des coléoptères scolytidés, dont quelques rares espèces acquièrent un caractère primaire lors de pullulations (le typographe sur épicéa par ex.).

Ainsi seules les concentrations de bois dépérissant ou de bois mort très récents (1 ou 2 ans) peuvent présenter un danger de pullulation de certains ravageurs, et ce principalement dans les résineux (pins avec le sténographe, épicéa avec le typographe et le chalcographe). En dehors de ce cas particulier, le bois mort se dégradant sur place assure au contraire la persistance de populations locales de prédateurs de xylophages ; il constitue donc un véritable réservoir d'auxiliaires du forestier.

En sus de ce risque sanitaire, deux autres risques associés au bois mort peuvent être avancés ; le premier, bien réel, concerne le rôle du bois mort dans le départ et la propagation des **incendies** dans les forêts méditerranéennes, le second, beaucoup plus anecdotique, concerne les **accidents humains** par chute de ou sur du bois mort.

De façon générale, les arguments opposés au maintien de bois mort en forêt sont fort dépendants du contexte, qu'ils relèvent du domaine

Consignes	Facteur de diversification
Effectuer les purges sur place et les abandonner dans le peuplement	Dimension
Éviter de détruire les troncs en décomposition avec les engins d'exploitation	Dimension, stade de décomposition
Ne pas dessoucher	Strate, dimension
Créer des souches hautes en coupant les arbres ayant un défaut de pieds apparent, à la base de la bille utilisable et non à ras de terre	Strate, dimension
Conserver des souches hautes ou des arbres de faible intérêt économique à la tourne des cloisonnements d'exploitation dans les peuplements denses	Strate
Anneler les arbres gênants plutôt que les abattre	Strate
Ne pas abattre les chandelles	Strate
Maintenir du bois mort dans les coupes (rases, d'ensemencement, secondaires, de taillis...) et les trouées	Exposition
Bois-énergie : ne récolter que du bois « Frais et gisant, coupé dans ce but » en épargnant le vieux bois mort ; laisser une partie du bois frais sur la coupe	Essence, stade de décomposition
Laisser vieillir quelques arbres d'essences non objectifs	Essence
Maintenir des houppiers non démembrés	Stade de décomposition

Tab. 2 : quelques recommandations en faveur de la diversification du bois mort. Les différentes mesures proposées assurent l'accroissement du volume de bois mort mais aussi la diversification des types de bois mort en termes de dimension, de stade de décomposition, de strate (au sol, dressé, dans le houppier), d'exposition au soleil et d'essence.

phytosanitaire (peuplements résineux dépérissants ou perturbés par une catastrophe), de la sécurité civile (forêts méditerranéennes à risque de feu), et même de l'économie (coûts d'exploitation et manque à gagner net).

Conclusion : le poids de l'histoire... et de l'avenir

Il ne faut pas occulter que les effets des efforts actuels de gestion en faveur de la biodiversité dépendent des gestions du passé. La forêt couvre aujourd'hui près de 27 % du territoire, mais seulement la moitié des forêts actuelles sont boisées depuis plus de deux siècles... En sus du manque d'ancienneté de l'état forestier pour de nombreux massifs, d'aucuns prétendent également que la surexploitation du bois mort dans les sociétés rurales qui reposaient sur l'énergie bois du Moyen-âge au 19^e s. (Bartoli et Gény, 2005) a induit des goulets d'étranglement pour les populations d'organismes saproxyliques. Des assemblages pauvres aujourd'hui peuvent ainsi témoigner d'une déforestation temporaire ou d'une phase d'exploitation intensive dans le passé.

C'est une question d'ambition (et de réalisme) que d'affecter à la sylviculture d'aujourd'hui et de demain, l'objectif de maintenir au moins la diversité résiduelle actuelle, ou de faciliter le retour d'espèces retirées dans des aires servant de refuge.

Les orientations sylvicoles actuelles doivent prendre en compte cet héritage mais également les perspectives pour l'avenir. L'argumentaire des bénéfices écologiques d'une pratique sera en effet confronté aux contraintes socio-économiques et aux aléas écologiques du changement global. Deux exemples peuvent illustrer la situation.

Le premier est lié au **contexte énergétique** mondial. En effet, en cohérence avec le plan forestier national,

l'émancipation de la filière bois-énergie, devenue concurrentielle par rapport aux énergies fossiles, pourrait (i) remettre au goût du jour des régimes comme le taillis, (ii) accentuer la valorisation des rémanents d'exploitation (éclaircies ou coupes finales), (iii) accroître la proportion de peuplements exploités (notamment les propriétés privées de petite surface auparavant non exploitées en l'absence de débouché rentable); les deux derniers éléments sont préjudiciables au stock de bois mort en forêt.

Le second est inhérent à **l'intensification des échanges** et à **l'évolution du climat**, qui peuvent favoriser la circulation mondialisée de certains organismes. L'accroissement du trafic de matériaux bois (grumes, emballages) permet et permettra l'expansion à longue distance d'organismes liés au bois, dont l'acclimatation sera le produit de leurs exigences écologiques (les polyphages étant moins exigeants), et du climat (lui-même changeant !). Le cas des capricornes asiatiques est là pour nous le rappeler. Si le phénomène n'est pas nouveau (le scolyte *Gnathotrichus materarius* a par exemple profité des importations de bois de pitchpin destiné aux traverses de la ligne ferroviaire Paris-Lyon-Méditerranée pour traverser l'Atlantique au 19^e s.), son intensité grandit.

En conclusion, les multiples enjeux du bois mort nous semblent justifier largement les évolutions d'une gestion forestière résolument durable, et rendre indispensable le passage d'une vision arbo-centrée (arbre) vers une vision éco-centrée (écosystème), respectueuse de la biodiversité.

Christophe BOUGET

Cemagref, équipe Gestion durable et Biodiversité des Écosystèmes Forestiers
Nogent-sur-Vernisson
christophe.bouget@cemagref.fr

Remerciements

L'auteur remercie Laurent Bergès et Jean-Marc Brézard pour leur relecture critique et constructive du manuscrit.

Bibliographie

BARTOLI M, GENY B. 2005. Il était une fois... le bois mort dans les forêts françaises. Revue Forestière Française n° 57, pp 443-456.

BOUGET C., BRUSTEL H., NAGELEISEN L., 2005. Nomenclature des groupes écologiques d'insectes liés au bois : synthèse et mise au point sémantique. Comptes-Rendus Biologies n° 328, pp. 936-948

BRUSTEL H., 2004. Coléoptères saproxyliques et valeur biologique des forêts françaises : perspectives pour la conservation du patrimoine naturel. Les dossiers forestiers n° 13. Paris : Office National des Forêts. 320 p.

GOSELIN F, BOUGET C., 2003. L'évolution des pratiques d'exploitation forestière pourrait bénéficier à "la" biodiversité : réflexions scientifiques autour du guide de reconstitution de l'ONF, suite à la tempête. Ingénieries n° 35, pp 61-73.

GOSELIN F., 2004. Imiter la nature, hâter son œuvre ? Quelques réflexions sur les éléments et stades tronqués par la sylviculture. In : Gosselin M, Laroussinie O, eds. Gestion Forestière et Biodiversité : connaître pour préserver — synthèse bibliographique. Antony : Coédition GIP Ecofor — Cemagref Éditions, pp. 217-256.

VALLAURI D, ANDRE J, DODELIN B, EYNARD-MACHET R, RAMBAUD D., 2005. Bois mort et à cavités : une clé pour des forêts vivantes. Paris : Lavoisier Tec et Doc. 404 p.

Le dispositif pour la conservation des vieux bois dans la direction territoriale ONF Île-de-France - Nord-Ouest

La sylviculture de production évolue rapidement. Plus encore que dans le passé, elle doit s'adapter aujourd'hui aux nouveaux besoins des hommes et de l'industrie. Fait nouveau, elle se place dans un contexte de mondialisation des échanges et de changement climatique dont les manifestations sont de plus en plus nombreuses. La dynamisation de la sylviculture s'avère être la meilleure réponse aux changements climatiques démontrés par les scientifiques, à l'évolution des matériels et des procédés de transformation des bois par l'industrie (aboutage, diamètre plus faible des billons...) et à la limitation dans le temps de l'exposition des peuplements aux risques.

Mais ce changement des modes de gestion peut avoir des conséquences sur les écosystèmes et leurs composantes animales, végétales et fongiques. Afin de prévenir ces impacts potentiels, des mesures d'accompagnement au profit de la biodiversité ont été proposées par l'ONF dès 1993 dans l'instruction et le guide pour la prise en compte de la diversité biologique dans l'aménagement et la gestion forestière. Il est ainsi prévu de maintenir quelques arbres sénescents ou morts (au moins 1 par hectare) et de conserver des arbres creux dans la même proportion. L'importance de conserver des vieux peuplements sous la forme de « bouquets de vieillissement » est soulignée ; les principes de recrutement et de gestion de ces « îlots de vieillissement » sont précisés dans le Manuel d'aménagement de 1997.

L'objet de cet article est de **présenter la politique de la direction territoriale Île-de-France — Nord-Ouest en matière de conservation de vieux bois**, sa mise en œuvre et son suivi.

Les arbres dispersés conservés pour la biodiversité : objectifs et suivi

La conservation d'une trame d'arbres âgés figure au point 4 du contrat État-ONF 2007-2011. Elle constitue aussi un des engagements environnementaux de l'ONF, et donc de la direction territoriale Ile-de-France – Nord-Ouest, dans le cadre de la certification ISO 14001. Cette mesure, instaurée par la directive d'application territoriale du 30 novembre 2005, doit permettre :

- d'atteindre une proportion convenable d'arbres isolés caractéristiques de la sénescence de la forêt et de préserver du bois mort et des cavités, habitats de prédilection de nombreux oiseaux, chiroptères, insectes...
- de mieux connaître la quantité actuelle de ces arbres dans nos forêts et de suivre son évolution dans le temps,
- de sensibiliser les personnels, les bûcherons et les exploitants à la nécessité de conserver des arbres au titre de la biodiversité.

Le repérage et le suivi des arbres bio : modalités, exemple de résultats

La campagne de martelage 2005-2006 fut l'occasion de tester ce nouveau dispositif dans toute la direction territoriale. Les arbres conservés au titre de la biodiversité



R. Trangosi, ONF

Pointage d'un arbre mort en FD de Sourdon et marquage d'un rond vert

sont systématiquement pointés lors des martelages, l'informatisation de terrain permettant une mise en œuvre rapide et facile de cette mesure. Dès 2007, la démarche devrait entrer dans une phase nouvelle avec une sortie automatisée des résultats grâce au logiciel Marculus. Deux catégories d'observation ont été créées pour cela dans Marculus.

■ Les arbres à cavités ou à fissures observés sont appelés « BIO ». Plus généralement, cette catégorie peut enregistrer tout arbre « vivant » conservé lors du martelage pour des raisons écologiques (y compris les arbres remarquables).

■ « SEC » désigne tout arbre mort ou fortement sénescent vu en forêt (chablis, chandelle, volis, sec sur pied, etc.).

Afin de sensibiliser les gestionnaires, les exploitants et le public, il est demandé que ces arbres soient repérés à la peinture comme indiqué figure 1.

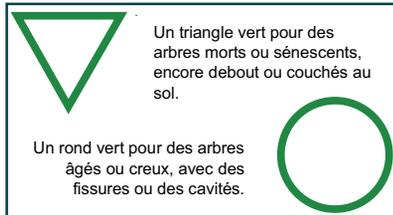


Fig. 1 : dispositions de marquage

Les premiers résultats

Depuis cinq ans déjà, les agences de Haute et Basse-Normandie pratiquent le recensement des arbres bio et des arbres secs. Ces deux agences ont donc pu sortir rapidement les premiers résultats.

On remarque au tableau 1 que la plupart des forêts de l'agence de Basse-Normandie sont en dessous des préconisations nationales, à savoir au moins un arbre sec et un arbre bio par ha. Mais ces résultats méritent d'être nuancés. En effet, la constitution d'un véritable réseau d'arbres bio et d'arbres secs dans chaque forêt nécessitera plusieurs années, voire plusieurs dizaines

d'années selon les cas. On ne peut pas précipiter l'apparition d'arbres morts. Ces premiers résultats sont cependant très encourageants pour la suite. En outre, si les agents en martelage repèrent en général aisément tous les arbres secs ou fortement sénescents, ils ne détectent qu'une très faible proportion des arbres à cavités et à fissures : seulement un arbre à cavité sur dix serait détecté par les martelateurs. On peut donc penser que ces chiffres constituent un minimum de l'effectif présent.

Des idées nouvelles pour tous

Laisser un arbre mort en forêt, garder des arbres avec des fissures, ces gestes doivent devenir des habitudes pour les forestiers. Or, ne nous en cachons pas, la nature humaine a plutôt tendance à « faire propre ». Il faut maintenant combattre cette idée. La bonne santé des écosystèmes forestiers dans leur richesse en espèces et leur fonctionnement en dépendent. Il faut également convaincre nos partenaires et les usagers de la forêt du bien fondé de cette action. Beaucoup apprécient la « propreté » de la forêt et s'insurgent contre le « gaspillage » du bois abandonné. Une pla-

quette d'information, à destination des partenaires de l'ONF, a été mise au point à la direction territoriale pour aider à combattre ces préjugés. Chaque forestier doit œuvrer en ce sens en étant d'abord convaincu lui-même de l'intérêt de cette mesure qui participe à notre mission de conservation du patrimoine naturel de la forêt française.



Plaquette « arbre mort, vieil arbre » de la DT Île-de-France Nord-Ouest

Définition et objectifs des îlots de vieillissement

La directive d'application territoriale Île-de-France - Nord-Ouest du 30 novembre 2005 donne la définition suivante : « Un îlot de vieillissement est un peuplement adulte dont le cycle sylvicole est prolongé jusqu'à deux fois l'âge d'exploitabilité. L'îlot fait l'objet d'interventions sylvicoles afin de poursuivre la dynamique de sylviculture. Les arbres qui le composent sont récoltés avant leur dépréciation économique.¹ »

Avec le maintien d'arbres morts, sénescents ou à cavités, les îlots de vieillissement constituent une mesure de conservation de vieux

Forêt domaniale	Surface parcourue en ha	Arbre bio		Arbre sec	
		Nombre total	Moyenne/ha	Nombre total	Moyenne/ha
FD de Bourse	76	25	0,33	177	2,33
FD de Réno Valdieu	37	15	0,41	32	0,86
FD de Bellême	139	79	0,57	95	0,68
FD de Moulins	486	23	0,05	217	0,45
FD de Andaines	360	93	0,26	300	0,83
FD St Sever	32	21	0,66	68	2,13
FD Gouffern	67	15	0,22	31	0,46
FD de Cinglais	9	1	0,11	4	0,44
FD de Cerisy	96	79	0,82	81	0,84
FD d'Ecouvès	240	50	0,21	43	0,18
FD de St Evroult	57	17	0,30	81	1,42
FD de Perche Trappe	155	39	0,25	148	0,95
TOTAL	1 754	457	0,26	1 277	0,73

Tab. 1 : résultats de la campagne de martelage 2005-2006 pour l'agence régionale de Basse-Normandie

¹ Une définition plus complète car plus récente figure dans le guide du plan-type des directives et schémas régionaux d'aménagement diffusé par la note de service 05-G-126 du 8 décembre 2005

peuplements qui vise à corriger les effets négatifs de la dynamisation de la sylviculture de production sur certaines espèces et habitats forestiers. Ils permettent une meilleure prise en compte de la biodiversité tout en maintenant la production ligneuse.

L'objectif recherché par la création d'îlots de vieillissement est de conserver les habitats liés à la phase de maturité de la forêt qui est nécessaire à de nombreuses espèces de la forêt « fermée ». La vie et la reproduction de nombreux insectes, oiseaux, mousses, champignons dépendent en effet étroitement des peuplements forestiers âgés.

Comment choisir un îlot de vieillissement ?

Les îlots de vieillissement doivent être choisis de façon à maximiser leur rôle écologique. Par exemple, un îlot en vieille futaie de chêne est plus intéressant écologiquement qu'un îlot dans une plantation de douglas (sauf s'il s'agit d'un bouquet de feuillus autochtones).

L'îlot de vieillissement vient en complément de la trame d'arbres « bio ». Il a pour rôle de conserver et de « diffuser » des éléments de la biodiversité liée aux stades âgés dans les peuplements matures voisins.

Consciente des enjeux représentés par les grandes forêts domaniales, avec en plus la présence active des citoyens attentifs à la protection de la forêt, la direction territoriale Île-de-France - Nord-Ouest a jugé que, pour constituer des relais efficaces vis-à-vis de la biodiversité, les îlots de vieillissement doivent dans la mesure du possible être interconnectés entre eux et donc constituer un réseau. La répartition des îlots sous forme d'un

maillage au sein du massif forestier définit donc la notion qui guide la démarche du choix. De plus, la Direction territoriale a décidé de ne pas attendre la révision des aménagements des forêts domaniales pour y mettre en place des îlots de vieillissement ; elle a fixé l'échéance de 2008 pour que la carte des îlots soit réalisée pour toutes les forêts domaniales de plus de 500 hectares.

Dans l'idéal d'un maillage régulier, les îlots sont espacés les uns des autres de 1 à 2 km. Pour limiter l'effet de lisière et préserver l'ambiance forestière liée au peuplement fermé, la surface minimale pour un îlot de vieillissement a été arrêtée aux alentours de 4 ha (figure 2).

Afin que les îlots de vieillissement soient immédiatement efficaces, il convient de privilégier les peuplements de gros bois à couvert fermé. Les peuplements les plus aptes à être désignés sont en général choisis dans les parcelles des groupes de régénération, de préparation, à défaut dans le groupe d'amélioration. Il faut éviter les peuplements

où les travaux préparatoires à la régénération (relevé de couvert) ont déjà débuté. De même, les plantations d'essences non locales sont à écarter sauf très forte représentation dans le massif.

Mise en place des îlots de vieillissement

Afin de faciliter la gestion future des îlots, il convient de bien penser leur désignation et leur mise en place sur le terrain. Il ne faut pas oublier que ces îlots devront être gérés dans le temps. Il faut donc les matérialiser sur le terrain. Si l'îlot n'a pas de limite naturelle, il faudra le marquer à la peinture. Pour éviter ça, il est conseillé d'utiliser au maximum les limites naturelles pour les asseoir : fossés, ruisseaux, chemins, limites de parcelle, etc.

Les parcelles qui sont en partie ou en totalité destinées à être intégrées au réseau d'îlots de vieillissement sont identifiées. Ces îlots seront par contre mis en place sur le terrain au fur et à mesure des passages en coupes des parcelles.

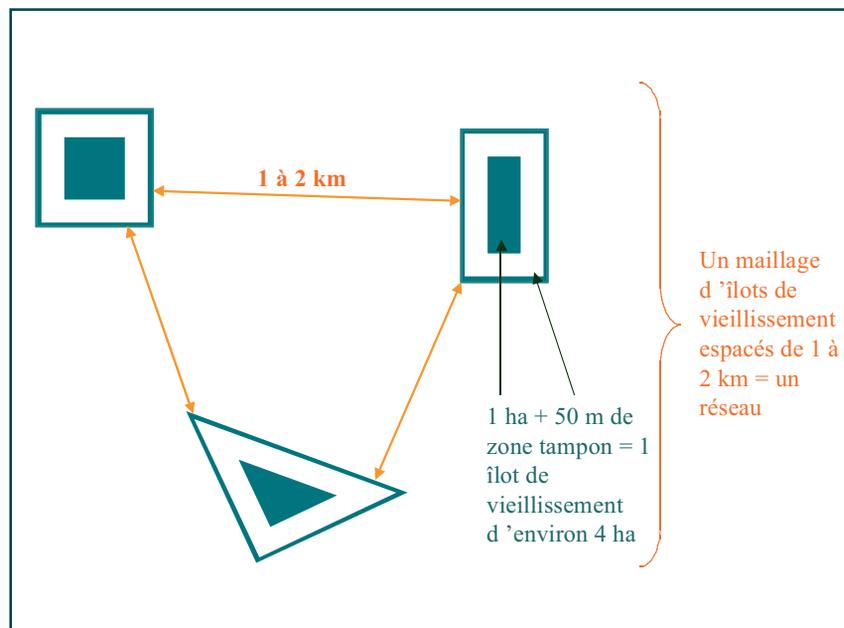


Fig. 2 : principe de choix des îlots de vieillissement

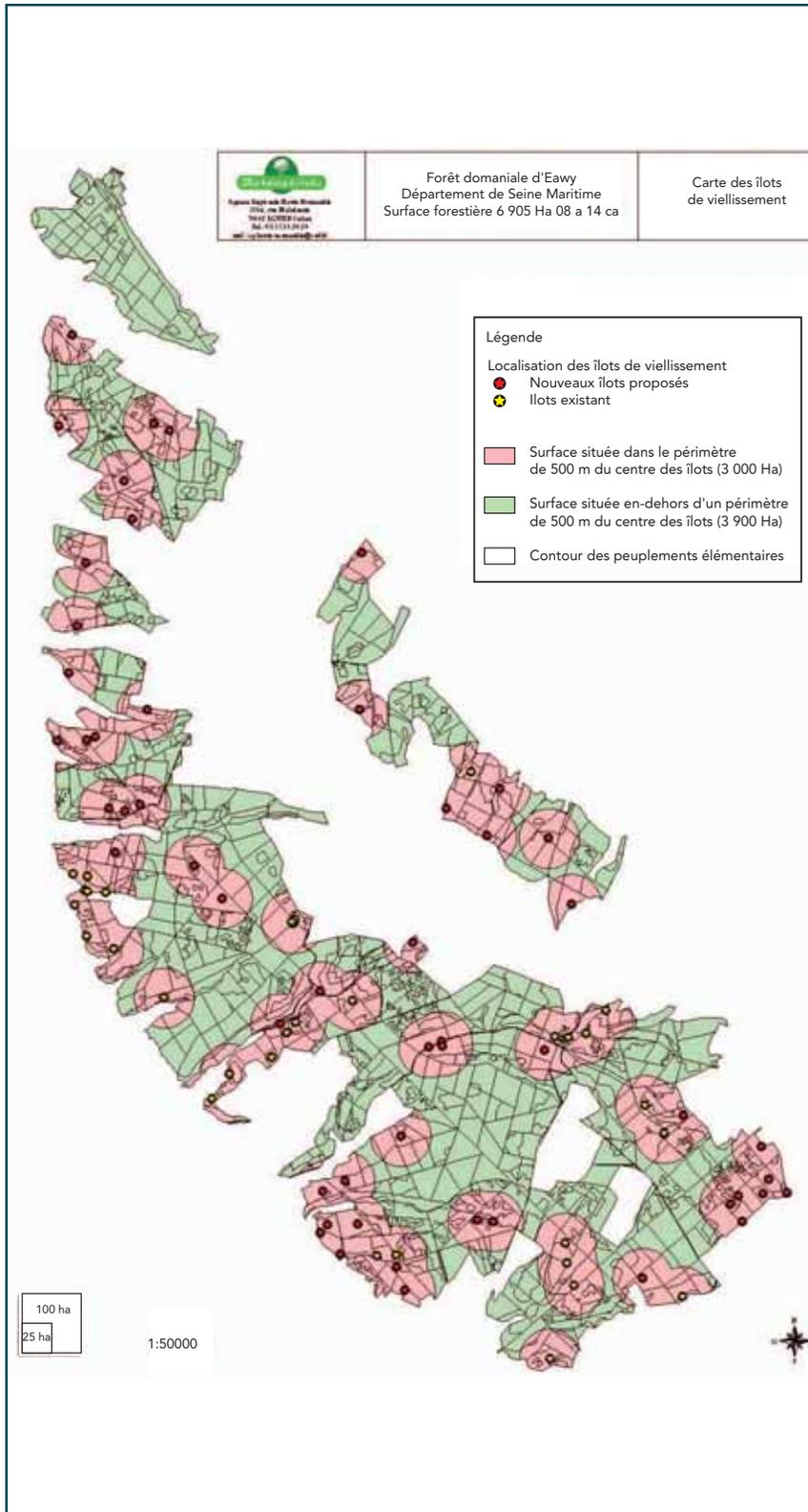


Fig. 3 : exemple d'étude pour la mise en place d'un réseau d'îlots de vieillissement en FD d'Eawy

Les périmètres de 500 m donnent une idée de la « connectivité » entre îlots ; 41 ha d'îlot de vieillissement sont déjà mis en place, 48 ha en cours ; à terme on souhaite atteindre 250 ha (sur une surface totale de 6 905 ha)

Intégration du réseau d'îlots de vieillissement dans l'aménagement

Les îlots de vieillissement sont intégrés dans l'aménagement, sous forme d'unités de gestion à part entière (parcelle ou sous-parcelle). Les unités de gestion « îlot de vieillissement » sont rassemblées dans un groupe spécifique de l'aménagement. L'aménagiste veille à étaler leur mise en régénération au fur et à mesure des aménagements et à recruter de nouveaux îlots. Dans ces îlots, en s'appuyant sur les directives régionales d'aménagement, il doit définir l'âge optimum d'exploitabilité de la ou des essences objectif (jusqu'à 2 fois l'âge d'exploitabilité classique). En futaie irrégulière, on se base essentiellement sur le diamètre optimum d'exploitabilité pour guider la sylviculture.

En attendant que chaque forêt possède son réseau effectif d'îlots de vieillissement, l'aménagiste prévoit simplement un pourcentage des groupes de préparation et de régénération à basculer en îlots de vieillissement. Il tient compte de ce pourcentage dans les calculs de possibilité et en précise les principes de gestion. Les îlots seront mis en place au cours de l'application de l'aménagement par les gestionnaires, directement sous forme d'unité de gestion. Ils seront suivis comme des unités de gestion à part entière.

La gestion des îlots de vieillissement

On vise l'obtention d'un certain nombre d'arbres qui auront un rôle mixte de production et de conservation d'habitats pour la faune, la flore ou la fonge. Afin de se maintenir dans le temps, ces arbres doivent garder un bon état sanitaire, avec des capacités de réaction face aux aléas. Cela

implique le développement d'un houppier équilibré et large, en lien avec un fort diamètre.

Les îlots de vieillissement sont donc éclaircis régulièrement afin d'éviter une capitalisation excessive du peuplement et d'assurer la bonne croissance des arbres. Globalement, le recrutement en îlot de vieillissement n'entraîne pas de rupture de rythme dans la sylviculture : il y a continuité dans la gestion. La fréquence et l'intensité des martelages au sein de l'îlot de vieillissement doivent être adaptées à l'âge et au diamètre d'exploitabilité particulièrement élevés des arbres de l'îlot (tableau 2).

Comme toute unité de gestion, un îlot de vieillissement est suivi individuellement au niveau du martelage avec une fiche propre et au niveau du sommier par l'intermédiaire de la fiche A 50 i (Volumes marqués dans l'unité de gestion) et de la fiche parcellaire. La qualité d'îlot de vieillissement de l'unité de gestion et la date de recrutement sont reportées au niveau des observations et dans la base de données aménagement.

Problèmes techniques et de sécurité

Les îlots de vieillissement font partie des nouveaux outils qui apparaissent en gestion forestière. Leur gestion en est encore à ses débuts et attend d'être testée et suivie dans la durée. Comme toute nouveauté, la mesure nécessitera certainement des réajustements au cours de son application. Tout en restant pragmatique, l'important est de ne pas perdre de vue l'objectif mixte visé : écologique et économique.

Même si le maximum d'essences différentes doit être concerné par les îlots de vieillissement, certaines y sont mieux valorisées

Hêtre - futaie régulière			
	Peuplement recruté	rotation	peuplement à terme en IdV
âge	111 ans	rotation de 10 puis	200 ans
diamètre	49 cm	de 12 ans	87 m
nombre de tiges	152 tiges / ha	prélèvement de 15 %	52 tiges / ha
surface terrière	29 m ³ / ha	des tiges par rotation	31 m ³ / ha

Exemple obtenu à partir d'une simulation sur Capsis - classe de fertilité 2

Tab. 2 : exemple de sylviculture à mener en îlot de vieillissement

que d'autres. Par exemple, le chêne sessile est économiquement valorisé par les gros diamètres obtenus dans ces îlots. Au contraire, le bois d'un hêtre très âgé risque fort d'être déprécié à

cause du cœur rouge. Sur le plan de la sécurité, on évitera de placer un îlot en bordure de sites d'accueil du public. En bordure de route ou de chemin (sur une bande d'environ 40 m),



En FD de Compiègne, les peuplements de chênes d'une ancienne série artistique donnent un exemple de ce que pourrait être à terme un îlot de vieillissement

les arbres susceptibles de présenter un danger pour les usagers doivent être coupés. Les passages en martelage réguliers permettent d'assurer une veille sur l'état sanitaire des arbres et d'intervenir si nécessaire.

En conclusion

Nous espérons que la mise en œuvre, par les forestiers de la direction territoriale Île-de-France - Nord-Ouest, des directives pour le maintien d'arbres morts ou sénescents, de vieux arbres et d'arbres creux sous forme d'une trame d'éléments isolés ou d'îlots de vieillissement aura valeur d'exemple et permettra à nos forêts publiques de maintenir voire d'améliorer leur place reconnue dans la conservation de la biodiversité forestière.



N. Alban, ONF

Nicolas ALBAN

Chargé de mission environnement
ONF, DT Île-de-France – Nord-Ouest

Démarche territoriale et cadrage national

L'office National des Forêts, qui est le premier gestionnaire d'espaces naturels de France, a la responsabilité de s'assurer, qu'en dehors des zones protégées, la plupart des écosystèmes bénéficient, quels que soient leurs objectifs de gestion, d'une prise en compte de la biodiversité adaptée aux enjeux.

L'engagement de politique environnementale, qui figure au contrat avec l'État, veille au maintien d'une densité d'arbres morts sénescents ou vieillissants favorables à la diversité, dans un réseau se déclinant à plusieurs échelles :

- à l'échelle de la France, par le réseau des réserves biologiques intégrales, représentatif des grands écosystèmes en évolution naturelle,
- à l'échelle de la forêt par l'installation d'îlots de vieux arbres maintenus en peuplements fermés (îlots de vieillissement lorsqu'ils bénéficient d'un allongement de cycle sylvicole ; îlots de sénescence lorsqu'ils sont menés sans intervention jusqu'à leur écroulement physique),
- à l'échelle des parcelles, par le maintien permanent recherché d'arbres isolés, sénescents, morts ou à cavité.

L'article présente comment cette nécessité d'installer progressivement la trame de vieux et gros arbres est mise en œuvre dans la direction territoriale Île-de-France – Nord-Ouest.

Une instruction nationale, en cours de rédaction, sera diffusée en cours d'année pour préciser comment s'inscrit cet engagement dans le cadre des aménagements forestiers, garants de la gestion durable des forêts publiques : elle donnera les éléments directeurs des réflexions à conduire dans chaque forêt et les cibles à atteindre à moyen et long terme. De ce fait certaines dispositions ou modalités d'installation décrites dans cet article, adaptées au contexte régional, pourront ne pas être retenues au niveau national.

Régis ALLAIN

Expert national ONF Aménagement Forêts

Comment identifier les principaux chênes rouges américains ?

Le chêne rouge d'Amérique (*Quercus rubra* L.) a été introduit dans un but ornemental fin 17^e début 18^e siècle. Ce n'est qu'au début du 20^e qu'il fut utilisé en foresterie. Si aujourd'hui il n'est pas question de l'étendre en forêt publique, il est intéressant d'apprendre à mieux le reconnaître et le distinguer des autres espèces qui lui sont proches. Celles-ci peuvent être présentes dans les arboreta gérés par l'ONF, ou utilisées en ornementation hors forêt.

Aux yeux de tous, le chêne rouge d'Amérique (*Quercus rubra*) est facile à identifier, lorsqu'on le compare à nos chênes indigènes. Son identité de « chêne rouge d'Amérique » est cependant abusive car environ 90 chênes vivent

aux États-Unis et plus précisément 37 d'entre eux appartiennent à ce qu'on appelle les chênes rouges. De ce fait, il existe forcément des taxons ressemblants et nous allons essayer de clarifier cette situation. Nous n'allons évidemment pas

aborder l'intégralité des espèces de chênes rouges mais nous allons nous focaliser sur un groupe de 16 espèces, dont certaines sont fréquentes en forêts, milieux urbains ou en collections botaniques et qui ont toutes pour caractéristique commune de posséder des feuilles caduques dont les lobes aigus sont séparés par des sinus plutôt profonds, c'est-à-dire ayant le standard de la feuille du fameux « chêne rouge d'Amérique » évoqué plus haut. Les chênes présentés dans cet article sont originaires principalement de la moitié orientale des États-Unis : un seul est originaire de la côte ouest (*Q. kelloggii*). La présentation des 5 espèces dites courantes sera complétée par celle des 11 autres chênes rouges à feuilles morphologiquement semblables sous forme d'un tableau synthétique (ci contre).

Rappels sur la systématique des chênes

Le genre *Quercus* se divise en deux sous-genres : l'un est asiatique (*Cyclobalanopsis*), franchit même l'équateur et ne comporte que des espèces à feuilles persistantes et dont les écailles des cupules forment des rangées de cercles concentriques ; l'autre est tout simplement nommé *Quercus*.

Celui-ci se divise à son tour en trois sections : l'une (*Protobalanus* dite des chênes dorés) ne regroupe que 5 espèces, vivant exclusivement au Sud-Ouest des États-Unis et au Nord-Ouest du Mexique ; la suivante est nommée *Quercus* (ce sont les chênes dits blancs) et s'avère être la plus importante en nombre d'espèces. Elle se distribue sur l'ensemble de l'aire de répartition des chênes (Amérique et Asie mais sans franchir l'équateur, Europe, Afrique du Nord). Enfin, celle qui nous intéresse ici se rencontre exclusivement sur le continent américain : il s'agit de la section *Lobatae*, c'est-à-dire les chênes dits rouges, qui comprennent un peu moins de 200 espèces et sont fortement représentés au Mexique et en Amérique centrale.

La différenciation entre ces sections repose sur les ovules des fleurs femelles, et plus précisément sur les ovules avortés. Chez les taxons de la section *Quercus*, les ovules apicaux sont avortés alors que dans la section *Lobatae* ce sont les ovules basaux. Pour ce qui concerne la section *Protobalanus*, les ovules apicaux sont certes avortés, mais les cupules garnies de poils dorés permettent de la distinguer assez facilement.

Contrairement à ce qui se dit fréquemment, on ne peut pas différencier l'ensemble des espèces des chênes blancs et des chênes rouges à la durée de maturation des glands. Cette distinction est toutefois valable pour nos deux chênes que sont le chêne sessile et le chêne pédonculé qui ont une maturation annuelle alors qu'elle est majoritairement de deux ans pour la section *Lobatae*. (Cependant, chez *Q. cerris*, chêne chevelu, les glands mûrissent en deux ans alors que c'est un chêne blanc.).

Quels critères observer pour distinguer les chênes rouges les plus courants ?

Avant de présenter ces espèces séparément, il est important de signaler que les critères qui permettent leur identification ne doivent pas être pris indépendamment. C'est un principe de base

Taxon	Nbr de lobes	Nbr de terminaisons aristées	Longueur x largeur du limbe (cm)	Pubescence du revers du limbe	Forme des lobes par rapport à la nervure médiane	Origine géographique
<i>Q. acerifolia</i>	5 à 9	11 à 48	7-14 x 6-18,5	Touffes axillaires roux pâle	Dirigés vers l'avant et paire centrale large	Arkansas
<i>Q. buckleyi</i>	7 à 9	12 à 35	5,5-10 x 5-11	Touffes axillaires rousses discrètes ou absentes	Plutôt perpendiculaires ou dirigés vers l'avant	Texas
<i>Q. coccinea</i>	5 à 9	18 à 50	7-17 x 7,5-13	Touffes axillaires blanchâtres ou pâles	Plutôt perpendiculaires	Est États-Unis
<i>Q. ellipsoidalis</i>	5 à 7	15 à 55	7-13 x 5-10	Touffes axillaires rousses	Plutôt perpendiculaires	Nord-Est États-Unis
<i>Q. falcata</i>	5 à 7	6 à 20	10-30 x 5-16	Tomentum uniforme ou épars blanchâtre, grisâtre ou jaunâtre	Paire basale falquée et lobe terminal très long	Sud-Est États-Unis
<i>Q. georgiana</i>	3 à 7	3 à 10	4-13 x 2-9	Touffes axillaires blanchâtres ou pâles	Plutôt perpendiculaires	Georgie, Alabama
<i>Q. gravesii</i>	3 à 7	9 à 20	4,5-14 x 2-12	Touffes axillaires roux clair	Variable suivant les provenances	Texas, Nord-est Mexique
<i>Q. ilicifolia</i>	3 à 7	5 à 14	5-12 x 3-9	Tomentum grisâtre uniforme	Plutôt perpendiculaires	Nord-Est États-Unis
<i>Q. kelloggii</i>	7 à 11	13 à 45	6-20 x 4-14	Glabre, en touffes claires ou uniformément pubescente	Dirigés vers l'avant	Californie, Nord-ouest Mexique
<i>Q. laevis</i>	3 à 9	7 à 20	10-20 x 8-15	Touffes axillaires roussâtres	Paire basale proéminente et souvent falquée	Sud-Est États-Unis
<i>Q. pagoda</i>	5 à 11	10 à 25	9-30 x 6-16	Tomentum uniforme blanc jaunâtre	Plutôt perpendiculaires	Sud-Est États-Unis
<i>Q. palustris</i>	5 à 7	10 à 30	5-16 x 5-12	Touffes axillaires rousses	Plutôt perpendiculaires	Est États-Unis
<i>Q. rubra</i>	5 à 11	10 à 30	12-23 x 6-12	Glabre, parfois quelques petites touffes pâles	Dirigés vers l'avant	Est États-Unis
<i>Q. shumardii</i>	5 à 11	15 à 50	7-20 x 6-16	Touffes axillaires roux clair	Dirigés vers l'avant	Sud-Est États-Unis
<i>Q. texana</i>	5 à 11	9 à 24	7,5-20 x 5,5-13	Touffes axillaires rousses	Dirigés vers l'avant	Bassin du fleuve Mississippi
<i>Q. velutina</i>	5 à 9	15 à 50	8-30 x 8-15	Velu sur nervures et/ou touffes axillaires brunes	Dirigés vers l'avant	Est États-Unis

Tab 1 : comparatif des chênes nord-américains de la section Lobatae (à lobes aristés), d'après A. Le Hardÿ de Baulieu et T. Lamant (Guide illustré des chênes)

en dendrologie, qu'il est nécessaire de rappeler.

Parmi d'autres recommandations, sachez qu'il est très difficile, voire impossible, d'identifier parfaitement ce groupe de chênes lorsqu'ils sont très jeunes, c'est-à-dire grosso modo avant l'âge de 10 ans. En effet, il existe des formes de feuillage juvénile d'apparence très semblable entre espèces différentes et cela hypothèque le pronostic, notamment en pépinière.

Il est cependant possible d'identifier ces chênes à l'aide de leurs feuilles, sans devoir attendre la présence de glands. En dehors de la saison de végétation, les critères présentés dans cet article sont donc peu utilisables, mais dans ce domaine, il n'existe guère de solutions miracles !

Pour aborder les chênes rouges nord-américains à feuilles lobées il existe un groupe de critères fiables qui consiste tout d'abord à recenser et associer le nombre de lobes avec l'effectif de leurs extrémités aiguës correspondantes. Ces dernières, dites terminaisons aristées (*bristle* en anglais), se prolongent en une très fine pointe comparable à une soie (photo-détail).

Ces critères chiffrés sont bien plus fiables que les dimensions des feuilles que j'ai cependant incluses dans le tableau synthétique et qui peuvent varier suivant les conditions de milieu, particulièrement en culture. Notons que les dimensions des feuilles des rejets ne sont jamais comprises dans ces fourchettes chiffrées.

L'autre donnée importante de toute identification est la présence de pubescence (ainsi que sa couleur) sur la face inférieure de la feuille, fréquemment sous forme de touffes axillaires, à l'insertion des nervures secondaires sur la nervure médiane. Il peut ici y avoir un « piège » dans certains

ouvrages qui ne précisent pas quand a lieu cette observation, car l'éventuelle pubescence peut être différente au débourrement et lorsque la feuille revêt son aspect définitif. C'est donc l'aspect mature de la feuille qui est repris plus loin dans le texte et décrit dans le tableau récapitulatif.

Il faut aussi avoir à l'esprit que les chênes sont sujets au polycyclisme et qu'ils peuvent donc développer plusieurs pousses dans l'année, présentant alors simultanément des feuilles juvéniles et des feuilles matures.

On peut terminer cette liste de critères fiables par la forme des lobes, plus ou moins dirigés vers l'avant ou perpendiculaires à la nervure médiane. Là encore il faut être vigilant et ne pas tenir compte des feuilles trop à l'ombre, dont les sinus sont fréquemment moins profonds qu'en pleine lumière, ni de celles situées sur pousses particulièrement vigoureuses, à sinus au contraire plus profonds.

Caractéristiques des espèces les plus utilisées en forêt ou en ornement

Ces chênes rouges sont essentiellement employés en tant qu'arbres d'ornement grâce à leurs somptueuses couleurs d'automne (on oublie aussi celles de leurs jeunes pousses), à ceci près que *Q. rubra* est cultivé aussi pour la production de bois (et/ou à des fins cynégétiques).

Q. rubra était initialement destiné au (re) boisement de terrains acides et pauvres, mais les dispositifs expérimentaux ont permis de constater que les provenances introduites étaient assez exigeantes en matière d'alimentation en eau, qui doit être régulière, ce qui le place en concurrent d'essences indigènes. Les autres espèces les plus connues, *Quercus coccinea* et *Q. palustris*,

ont été parfois tentés en reboisement avec pour ce qui concerne le dernier cité un élagage naturel catastrophique.

Les trois espèces les plus connues sont donc les suivantes :

Q. coccinea Münchh. Le chêne écarlate est originaire des terres sèches et pauvres de l'est de États-Unis. Il est fréquemment confondu avec *Q. rubra*.

Il possède des lobes dirigés vers l'avant ou perpendiculaires à la nervure médiane. On le distingue de *Q. rubra* par les sinus bien plus profonds, le nombre de terminaisons aristées (qui peut être supérieur à 30 contrairement à *Q. rubra*), ses bourgeons pubescents (glabres chez *Q. rubra*) et les cupules à écailles épaisses et terminées en pointes larges dont les supérieures dépassent du bord de la cupule (très serrées et ne dépassant pas le bord chez *Q. rubra*). Le chêne écarlate porte des touffes axillaires claires au revers du limbe alors qu'elles sont rares ou inexistantes chez *Q. rubra*.



Quercus coccinea face et revers

M. Timacheff



Détail : terminaisons aristées

M. Timacheff



Q. palustris : face et revers



M. Timacheff

Q. palustris : détail du tomentum axillaire



M. Timacheff

Q. coccinea et *Q. palustris* : comparaison des glands

Q. palustris Münchh. Le chêne des marais est très populaire en ornement. Il est depuis plusieurs années planté en France comme arbre d'alignement urbain en dépit de l'architecture de sa couronne qui ne devrait permettre de l'installer qu'en larges avenues disposant de contre-allées. Malheureusement, de nombreuses municipalités l'installent dans des espaces restreints, s'exposant d'ici moins d'une décennie à des problèmes coûteux d'élagages. En effet, il développe de robustes branches fort ramifiées et insérées perpendiculairement au tronc, ce qui le distingue même sans le feuillage. Il est aussi fortement calcifuge et les déceptions sont grandes lorsqu'il est installé en ville sans tenir compte de la nature du sol.

Le lobe central paraît perpendiculaire à la nervure médiane. Proche du chêne écarlate, il présente comme lui des feuilles quasiment aussi larges que longues, mais avec potentiellement moins de lobes (5 à 7 contre 5 à 9 chez *Q. coccinea*), bien moins de terminaisons aristées (10 à 30 contre 18 à 50 chez *Q. coccinea*) et des glands tout petits, noirs et à

peine insérés (au plus le quart du gland) dans une cupule presque plate ou généralement à peine profonde (chez *Q. coccinea*, la cupule est profonde et enchâsse la moitié ou le tiers du gland, avec des dimensions deux fois plus grandes). Originaire aussi de l'est des USA, il vit sur sols sableux ou argileux mal drainés et acides mais supporte des terres moins fraîches.

Q. rubra L. Le chêne rouge d'Amérique a ses lobes dirigés vers l'avant et en général moyennement profonds et habituellement glabres à l'aisselle des nervures au revers, ce qui permet de le distinguer de *Q. coccinea*, de *Q. palustris* et de l'ensemble des autres chênes rouges à sinus prononcés. Ses



T. Lamant, O?F

Q. rubra : feuilles en automne



M. Timacheff

Q. rubra : glands

cupules sont larges, assez plates, très peu profondes et formées d'écaillés roussâtres très serrées. L'écorce reste lisse ou légèrement fissurée très longtemps, contrairement aux deux précédents. Elle ne se fissurera que sur les arbres très âgés mais sans ressembler pour autant à celles des deux autres. Son aire de répartition occupe une vaste moitié orientale des États-Unis ainsi qu'une mince frange sud-est du Canada, sur sols acides et filtrants.

Deux autres espèces, moins connues, méritent encore attention : *Q. ilicifolia* pour son potentiel cynégétique et *Q. velutina* parce qu'il est souvent introduit par erreur à la place de *Q. rubra*

Q. ilicifolia Wangenh. Le chêne de Banister est un arbuste ou petit arbre n'excédant pas 6 m de hauteur à troncs habituellement multiples. Calcifuge, il est originaire du Nord-Est des États-Unis et vit en formations impénétrables. Outre ses petites feuilles comportant 3 à 7 lobes faiblement aristés (5 à 14 terminaisons), on le distingue de tous les autres cités par le revers des feuilles tomenteux et uniformément gris blanchâtre. Outre son usage décoratif, il est d'un grand intérêt cynégétique car il produit dès l'âge de 4 ans d'abondantes quantités de glands très prisés par la faune sauvage (particulièrement des faisans et des sangliers) qui, de plus, peut trouver refuge dans de sécurisants peuplements difficiles d'accès pour l'homme.

Q. velutina Lam. Le chêne des teinturiers (son écorce interne renferme une teinture jaune, le quercitron) se reconnaît à ses grandes feuilles luisantes longuement pétiolées et pendantes. Celles-ci possèdent 5 à 9 lobes dirigés vers l'avant avec de nombreuses (15 à 50) terminaisons aristées. Il est, comme son nom latin l'indique, fortement velu au débourrement et ne conserve des traces de ce tomentum, détachable à l'angle, que sur l'ensemble des nervures ou uniquement sous forme de touffes axillaires pâles. Les rameaux présentent ce même tomentum qui chute plus ou moins rapidement dans l'année. La cupule est épaisse et profonde avec des écailles larges et lâchement appliquées. Son écorce est très fortement crevassée. La couleur de la pubescence et sa répartition sur le dessous du limbe ainsi que la pilosité des pousses de l'année permettent de le distinguer de *Q. shumardii* (voir tableau). Il vit sur sols secs et pauvres à l'Est des États-Unis.



Q. ilicifolia : feuilles face et revers

M. Timacheff



Q. velutina : feuilles

T. Lamant



Q. ilicifolia : glands

P. de Spoelberch



Q. velutina : glands

M. Timacheff

Les onze autres chênes sont moins fréquents, voire rares dans le commerce. Un certain nombre sont vendus greffés et de mauvaises surprises sont parfois au rendez-vous tant en terme d'identification qu'en matière de problèmes sanitaires (généralement aux environs d'une décennie) voire même de comportement vis-à-vis du lieu de culture.

Thierry LAMANT

Animateur du réseau arborea
ONF, Conservatoire génétique des
arbres forestiers
thierry.lamant@onf.fr

Bibliographie

LE HARDÏ DE BEAULIEU A.,
LAMANT T., TIMACHEFF M., 2006.
Guide illustré des chênes. Editions
du Huitième

MILLER H.A., LAMB S.H., 1985.
Oaks of North America.
Naturegraph. Happy Camp

NIXON K.C., JENSEN R.J.,
MANOS P.S., MULLER C.H., 1997.
Quercus in Flora of North America,
North of Mexico, Vol. 3. Oxford
University Press

La fréquentation et ses impacts écologiques

Connaître et quantifier la fréquentation

Cet article est le premier volet d'un diptyque qui se propose de faire le point sur l'état de la recherche, confrontée aux préoccupations des gestionnaires, en ce qui concerne les impacts écologiques de la fréquentation. Il s'intéresse à l'étude quantitative de la fréquentation, dans le but d'analyser ses impacts sur les milieux forestiers. Le second volet, dans ce même numéro, sera consacré à la présentation des impacts écologiques de la fréquentation et à leur prise en compte par les gestionnaires.

La fréquentation et ses impacts écologiques : questions de recherche et préoccupations de gestion

Dès lors qu'il y a fréquentation des forêts et des espaces naturels, des impacts sur les milieux sont inévitables.

Une étude bibliographique sur la gestion de la fréquentation dans les espaces naturels a été commandée par l'ONF et réalisée par le CEMAGREF en 1999 (Gosselin, 1999). L'essentiel des travaux recensés sont des études scientifiques, souvent non exploitables directement par les gestionnaires.

Ceux-ci abordent le plus souvent la question de manière empirique, pour rechercher une solution lorsque la fréquentation, mal maîtrisée, leur pose de réels problèmes de gestion.

L'analyse d'une quarantaine d'aménagements forestiers domaniaux transmis pour approbation ministérielle entre 2004 et 2006 est à ce titre assez éloquente. La fréquentation, dès qu'elle devient importante, est perçue comme une contrainte pour la gestion, et ce, quels que soient les enjeux sociaux de la forêt. *A contrario*, en zone rurale, elle est parfois souhaitée comme élément d'un développement local basé sur le tourisme de nature.

Les impacts directs liés au piétinement sur les aires d'accueil ne sont quasiment jamais évoqués, sauf lorsque s'y ajoutent des phénomènes d'érosion. Les risques supposés liés aux prélèvements, notamment de champignons, sont plus fréquemment mentionnés sans que l'on puisse réellement faire la distinction entre les enjeux économiques et les enjeux écologiques correspondants. En revanche, dès lors qu'il y a des enjeux de protection de la faune importants, la fréquentation est présentée comme un facteur clé de dérangement et des mesures sont préconisées.

Dans le cadre d'un stage de fin d'études de l'ENGREF sur les impacts écologiques de la fréquentation en forêt (Blanc, 2006), l'analyse bibliographique de 1999 a été actualisée et quelques sites forestiers français et étrangers très fréquentés ont servi d'exemple pour illustrer la prise en compte de cette problématique dans la gestion.

Sans chercher l'exhaustivité, ni à se substituer à d'autres synthèses (Espaces naturels, 2003), le Cemagref et l'ONF souhaitent mettre ici les principaux résultats de ces travaux à la disposition des gestionnaires (en 2 articles).

Dans l'étude des impacts du public sur le milieu, la connaissance quantitative de la fréquentation n'est pas une fin en soi. Elle constitue cependant, sur le plan technique et opérationnel, un outil pour mieux comprendre les impacts et pour adapter la gestion (organisation des flux, réalisation d'aménagements et d'équipements). Ce n'est d'ailleurs pas tant la valeur absolue de la fréquentation qui importe que sa dispersion dans l'espace et son évolution dans le temps, ainsi que la sensibilité du milieu sur lequel elle s'exerce.

Sur le plan politique, c'est également un précieux élément d'aide à la décision.

Pour chaque site fréquenté par le public, il existe un niveau d'impact au-delà duquel sa pérennité se trouve compromise. Généralement, ce niveau d'impact est relié à un nombre de visites maximum par unité de surface et de temps, appelé capacité d'accueil du site. Celle-ci est une notion complexe qui intègre à la fois la capacité physique et technique liée aux caractéristiques et dimensions du site et de ses équipements, la capacité écologique relative aux impacts sur le milieu et la capacité

sociale liée aux interactions entre usagers. Si des protocoles expérimentaux permettent de définir la capacité écologique dans des conditions bien définies, en étudiant par exemple la résistance et la résilience de la végétation au piétinement, cette notion, seule, n'est pas vraiment opérationnelle pour le gestionnaire qui raisonne plutôt globalement au niveau du site et affirmera que les impacts sont devenus « insupportables ».

Pour connaître et comprendre la fréquentation et ses évolutions, les évaluations quantitatives doivent être complétées par d'autres approches, faisant appel aux méthodes utilisées en sciences humaines et sociales. Celles-ci, moins directement corrélées aux impacts sur le milieu que le nombre de visiteurs, ne seront pas développées ici.

Définir les objectifs : que veut-on connaître et pourquoi ?

Depuis les années soixante, la fréquentation en forêt – et en forêt publique en particulier – est le plus souvent préexistante à toute politique locale structurée et à tout aménagement spécifique.

En général, la mesure de la fréquentation, couplée ou non à d'autres méthodes pour la caractériser plus finement, a un objectif directement **opérationnel** : on veut connaître la fréquentation d'un massif, d'un site ou d'un équipement, pour mieux l'organiser, ou en vue de nouvelles réalisations, que ce soit pour réguler une fréquentation qui pose problème ou en réponse à un besoin émergent, exprimé, observé ou supposé.

L'objectif peut aussi être plus **politique** : on cherche à mesurer l'efficacité d'une réglementation,

d'une politique antérieure, à avoir des outils d'aide à la décision... et à le faire connaître.

Enfin, le **suivi de la fréquentation dans le temps**, en continu ou à échéances régulières, permet une action plus prospective en fonction des évolutions de la fréquentation.

Le gestionnaire va s'intéresser essentiellement à l'importance de la fréquentation et à sa répartition afin de l'organiser, et dans le cas qui nous intéresse, de minimiser les impacts et peut-être chercher à réduire (voire interdire) la fréquentation sur certains sites, à certaines périodes.

Dans tous les cas, il est important de savoir le type de résultats que l'on souhaite obtenir.

Des quantités de fréquentation sur des espaces bien circonscrits

La mesure de l'**intensité de fréquentation** sur un site (nombre de visite(ur)s par unité de temps) s'appliquera spécialement aux sites ponctuels ainsi qu'aux linéaires : sentiers de promenades, pistes cyclables...

La mesure de la **densité de fréquentation** sur un site (en nombre de visite(ur)s par unité de surface et par unité de temps) sera plus adaptée à des aires d'accueil et d'activités, mais ne sera facile à mesurer que sur des sites bien délimités à accès facilement contrôlable.

En termes d'impact sur le milieu, la notion de « visite » a plus de signification que la notion de visiteurs, certains visiteurs ayant effectué plusieurs visites.

Ces mesures ont certes un intérêt pour connaître la fréquentation d'un lieu, d'un équipement... Mais elles sont surtout utiles pour comparer plusieurs sites, plusieurs périodes (heures du jour, jours de la semaine, saisons...).

Des représentations graphiques (histogrammes...) sont bien adaptées à ce type de données.

Ces résultats seront utilisés pour calibrer des aménagements et infrastructures en fonction d'un objectif quantitatif d'évolution de la fréquentation (développement, maintien du niveau actuel, réduction). Dans tous les cas, les équipements et les parkings en particulier ne devront pas être dimensionnés en fonction des pics ponctuels de fréquentation.

Ces résultats sont très prisés des politiques et des médias.

La répartition de la fréquentation dans l'espace

Cette question interpelle le gestionnaire dès lors que la fréquentation est importante et qu'elle se diffuse en dehors des zones aménagées et équipées (aires d'accueil et sentiers de promenade). Cette diffusion est susceptible de générer des impacts directs ou indirects plus difficiles à identifier et à maîtriser (voir article suivant).

Or l'évaluation quantitative précise de la fréquentation dans la zone de diffusion est lourde à mettre en œuvre en milieu forestier. Là où les chercheurs des années 70 utilisent des segmentations de l'espace en « casiers », pour déterminer les densités de fréquentation sur un site et cartographier des lignes d'isodensité de fréquentation, les gestionnaires font plutôt appel à des classes de notation estimées à dire d'expert. L'utilisation de GPS (expérimentation dans le cadre du programme INTERREG, Progress à Fontainebleau) pourrait être de nature à faciliter une approche plus objective de la diffusion de la fréquentation par les gestionnaires dans le cadre d'opérations ciblées. Il est possible d'enrichir l'étude spatiale de la densité de fréquentation en évaluant sépa-



Cartographie des habitats de l'alouette lulu, superposée aux routes et chemins



Quantification de la fréquentation sur les sentiers et croisement avec les habitats



Fermeture des routes menant aux zones les plus sensibles

Fig. 1 : utilisation d'une cartographie de la fréquentation pour minimiser les impacts sur des habitats à protéger
D'après les résultats de l'étude d'Alterra sur le site de la New Forest (projet Progress).

rément les activités dont les impacts sur le milieu sont différents (marche à pied, VTT...). La représentation habituelle consiste en une cartographie de la fréquentation (ou des densités de fréquentation) et des différents usages.

Les pratiques illicites ou « à risque » (quads, motos, feux, prostitution...) peuvent difficilement être évaluées mais, lorsqu'elles sont pratiquées avec régularité sur certains sites, il est nécessaire d'en tenir compte.

Ce travail est utile aux aménagistes lorsque d'autres enjeux importants sont identifiés voire font l'objet de statuts réglementaires (présence d'espèces protégées sensibles au dérangement, par exemple). La superposition des cartographies aboutit alors à un zonage de l'espace permettant d'orienter les décisions de l'aménagement, dans les différents aspects de la gestion, notamment la fréquentation (figure 1).

Les variations de la fréquentation dans le temps (hebdomadaires, saisonnières, pluriannuelles)

La fréquentation varie au cours du temps. Ses caractéristiques, les pratiques, les motivations... évoluent avec la société. Pour le gestionnaire, les travaux des années 1970 méritent d'être actualisés (au niveau quantitatif

comme qualitatif). Les enquêtes récentes confirment ces évolutions.

Toute mesure à un instant donné ne donne que des résultats partiels. Si on a bien déterminé ses objectifs, défini le protocole (date, lieu, échantillonnage...) avec soin, et réalisé le travail dans de bonnes conditions, ils peuvent répondre à la question posée au moment de l'enquête. Mais, globalement, réaliser un suivi de la fréquentation est plus riche qu'une simple

quantification ponctuelle.

Voir en encadrés les exemples 1 et 2 choisis pour illustrer cette assertion : l'Observatoire de la fréquentation pour les forêts de la région PACA, testé sur le massif de la Sainte Baume, et les dispositifs de comptages routiers installés dans le cadre des plans plages sur le littoral aquitain.

Dans le domaine des impacts notamment, cette démarche permet une approche prospective,

Exemple 1. Utilité des compteurs automatiques pour la défense des forêts contre l'incendie dans le massif de la Sainte Baume

(Étude de la fréquentation sur le massif de la Sainte Baume, Eole/ONF, 2005)

Le Massif de la Sainte Baume est l'un des sept sites pilotes retenus pour le projet d'Observatoire de la fréquentation des forêts de la région PACA. En 2005, il a été le premier équipé de compteurs routiers et piétons.

L'une des questions concernait le respect des restrictions d'accès au massif dans le cadre de la prévention contre les incendies.

L'analyse des données de fréquentation, tant au niveau des entrées de véhicules sur le massif que des circulations des piétons sur les sentiers, a permis de montrer que, lors de l'été 2005, les restrictions d'accès au massif, mises en place en raison des risques d'incendie, n'ont pas été respectées. Ainsi, la fréquentation pédestre mesurée par les compteurs piétons a été évaluée à 67 % de la fréquentation moyenne les 6 et 8 août en zone rouge (accès déconseillé aux sentiers) et 47 %, 74 % et 64 % respectivement les 7, 14 et 15 août en zone noire (accès interdit aux sentiers). Elle est restée élevée malgré les affichages et le relais de l'information dans les médias. La présence de barrières et même de personnels de surveillance n'a pas fait chuter sensiblement la fréquentation (Chemin des Rois, 15 août).

Les données de fréquentation se sont donc avérées particulièrement utiles pour évaluer précisément l'efficacité des mesures de limitation des accès au massif.

Exemple 2. Suivi de la fréquentation sur les « Plans Plages » de Gironde

Au début des années 1970 une mission interministérielle a été créée pour l'aménagement de la côte aquitaine (MIACA). Son objectif était d'utiliser un tourisme respectueux de l'environnement comme outil de développement local. Les schémas d'aménagement adoptés fixent le principe d'une alternance entre zones aménagées et zones naturelles. Une vingtaine de « plans plages » ont ainsi été choisis comme sites pilotes pour un accueil léger du public. Depuis 1989, 7 zones d'accueil en forêt domaniale sont équipées de compteurs routiers (la Salie, la Lagune, le Petit Nice, le Truc Vert, le Grand Crohot, le Gressier, le Lion). À une exception près (le Truc Vert), la configuration des sites se prête particulièrement bien à l'utilisation de compteurs : situés en bout de route, l'usage de la voiture est dominant et les entrées et sorties sont parfaitement identifiées. Un site est équipé à l'année (Le Gressier), les autres uniquement en juillet et août. Récemment, des chercheurs du Cemagref de Bordeaux ont entrepris de rassembler et d'organiser cette information dans une base de données afin d'en faciliter l'exploitation. Les données sont relevées toutes les trois semaines par un agent ONF, qui les transmet au Cemagref de Bordeaux pour analyse.

Quelques résultats provisoires peuvent d'ores et déjà être évoqués ici. D'une façon globale, il semble que le trafic automobile estival ait finalement peu évolué ces quinze dernières années : entre 50 000 (à la Salie) et 145 000 véhicules (au Grand Crohot), en moyenne, durant les mois de juillet et août réunis. Au Gressier, la fréquentation annuelle tournait autour de 240 000 véhicules par an en 2004 et 2005. Les deux mois d'été représentent à eux seuls la moitié au moins des flux. Les variations journalières (hors saison/saison, semaine/week end, etc.) sont une autre caractéristique déterminante de ces trafics et leur suivi permet d'adapter les moyens (humains) à chaque niveau de fréquentation. Ce dispositif de comptage permet par exemple d'optimiser l'effectif des maîtres nageurs sauveteurs assurant la surveillance de la plage.

L'analyse des « stocks » intervient pour des questions telles que le dimensionnement des équipements. Tout au long d'une journée, le stock de véhicules présents au même moment varie. Dans ce contexte, on peut d'ailleurs montrer l'existence d'une relation entre le nombre total de véhicules passés sur un site (c'est-à-dire les flux) et le stock de pointe. Entre 1996 et 1998, il fut ainsi mis en évidence (sur les sites équipés de compteurs enregistrant les deux sens de passages) que le stock de pointe correspondait « grosso modo » à la moitié de la fréquentation quotidienne. Cette relation peut ensuite être appliquée sur des sites où le compteur n'enregistre qu'un seul sens (tel que la Salie). Rapportée à la capacité des parkings, elle permet d'évaluer le taux de remplissage de ces derniers.

Mais les données manquantes menacent souvent la qualité du dispositif d'observation. Une technique d'extrapolation, qui s'appuie sur la corrélation entre les flux, a ainsi été mise au point. Sous réserve d'un nombre minimum d'observations communes entre deux sites, on peut reconstituer la valeur d'une journée manquante sur le premier à partir de la fréquentation connue pour cette même journée sur l'autre. À partir de là, on peut imaginer une règle visant à la gestion « optimale » des compteurs : en maintenant un effort d'entretien important sur quelques sites (pour lesquels on obtiendra des séries complètes) tout en organisant une rotation des compteurs ailleurs.

Même si des biais existent, dans de nombreuses situations, les compteurs routiers sont des outils simples et efficaces, sous réserve d'une récupération régulière des données et du maintien en bon état du matériel (ce qui n'est malheureusement pas toujours le cas, faute de moyens). Ces résultats doivent ensuite être croisés avec d'autres observations (comptages manuels, photographies aériennes, occupation des campings) pour passer de la fréquentation automobile à la fréquentation totale. Les perspectives d'utilisation concernent autant le gestionnaire que le chercheur. Ainsi, les données fournies par les compteurs des sites Plan Plages ont permis en 2006 d'élaborer un plan d'échantillonnage plus robuste pour une enquête par entretien direct auprès des usagers de la forêt domaniale de Gironde.

Jeffrey Dehez, Sandrine Lyser
Cemagref Bordeaux

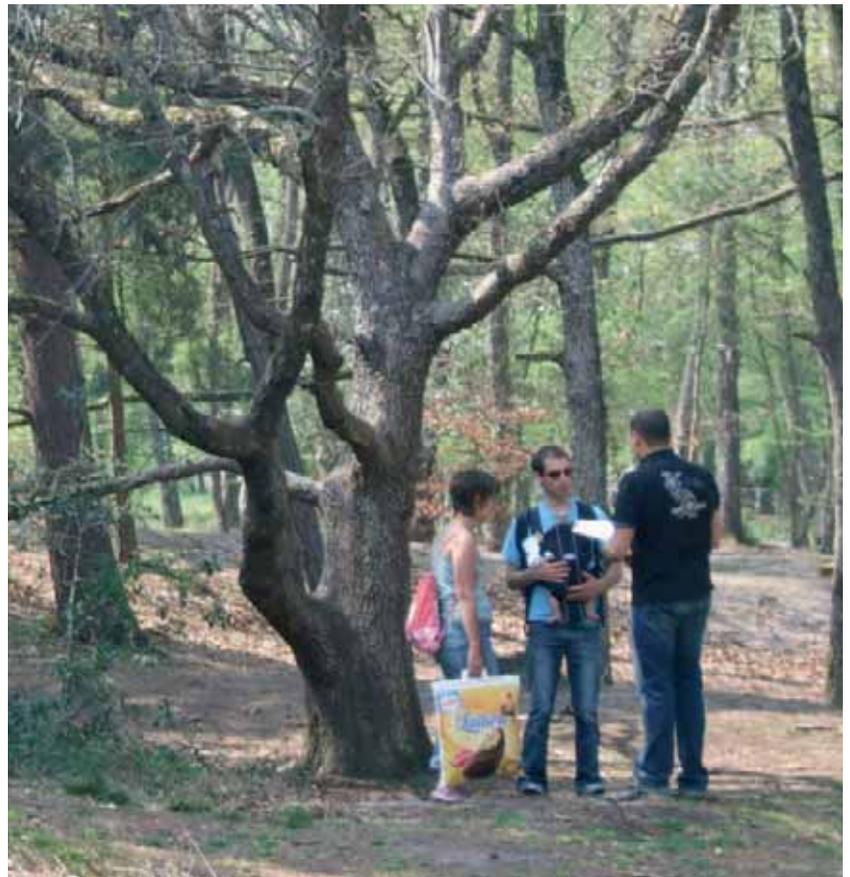


Fig. 2 : compteur routier à l'entrée du plan plage du Gressier (Le Porge, 33)

F. Blanc, ONF

davantage axée sur la prévention, l'anticipation, que sur l'intervention *a posteriori*, souvent moins efficace et plus coûteuse. Le suivi permet d'évaluer le résultat d'une politique (réorganisation de la fréquentation et des différents flux), d'apprécier l'efficacité d'une réglementation, de se rendre compte de l'utilisation effective d'un aménagement ou d'un équipement et de rendre compte des évolutions de fréquentation au cours du temps.

Il est rarement possible de réaliser des comptages exhaustifs, sauf cas très particulier de sites clos, payants ou accessibles exclusivement par un moyen de transport collectif (encadré exemple 3), c'est-à-dire de sites où les points d'entrée sont tous identifiés, contrôlables, et peuvent être équipés de tourniquets enregistreurs, ou d'un observateur qui compte les visiteurs ou délivre des autorisations d'accès. La plupart des comptages procèdent donc par échantillonnage, raisonnés spatialement (postes d'observation choisis sur les principaux sites d'accès ou le long de linéaires) et temporellement (pour prendre en compte les variations hebdomadaires ou saisonnières de fréquentation). Des ajustements des résultats de comptages sont nécessaires, en estimant le taux d'erreurs, pour corriger les biais : parce que toutes les zones ne sont pas également échantillonnées, parce que tous les types d'utilisateurs n'ont pas la même probabilité d'être repérés (selon la nature des activités pratiquées, selon que l'individu vient souvent en forêt ou non), ou parce que des événements météorologiques inhabituels modifient les caractéristiques de fréquentation l'année du comptage, par exemple.



A-M. Granet

Comptage de véhicules et enquête de fréquentation (FD Fontainebleau)

méthode	mode d'obtention des données	risque de gêne pour les visiteurs	Commentaires et références
méthode directes			
dénombrement à vue	observateurs <i>in situ</i> . Comptage par échantillonnage	faible	Adapté pour sites à accès bien contrôlés(s) et peu nombreux. Exemple de l'île Sainte Marguerite (exemple 3 en encadré)
enquêtes de fréquentation	observateurs <i>in situ</i> . Comptage et entretien sur un échantillon de visiteurs	élevé	Objectif plus large que l'étude des impacts
enquêtes de fréquentation par voie postale, téléphonique, ou électronique	pas de comptage. Questionnaire sur un échantillon de visiteurs.	moyen	Objectif plus large de connaissance de la fréquentation, mal adapté à la problématique des impacts
dénombrement par photographie	prise de photographie <i>in situ</i>	faible	
méthode indirectes			
compteurs automatiques sur sentiers sans équipement photographique	installation des compteurs sur sentiers	faible	Sainte Baume 2005 (cf. exemple 1 en encadré)
compteurs automatiques sur sentiers avec équipement photographique	installation des compteurs et appareils photographiques sur sentier	faible	
compteurs routiers	installation des compteurs sur routes	faible	Adapté pour sites à accès bien contrôlés(s) et peu nombreux (cf. exemple 2 en encadré).
dénombrements par indices de présence	comptages visuels de voitures sur parking	faible	Utilisé seul, ne donne aucune indication sur la dispersion des visiteurs sur le site
télédéttection satellitaire ou aérienne	photographies ou images prises sur transects	faible	Adapté à de grands espaces ouverts soumis à une fréquentation diffuse avec des risques d'impacts forts.
Auto comptage			
inscription volontaire	fiches remplies par les visiteurs aux bornes d'autoinscription	moyen	
autorisation d'accès	délivrée aux visiteurs à l'entrée du massif	fort	

Tab. 1 : diversité des méthodes de comptage de la fréquentation (D'après M. Gosselin 1999 et F. Blanc 2006)

Exemple 3. L'île Sainte Marguerite : une configuration exceptionnelle qui offre la possibilité de comptages exhaustifs.

Sur l'île Sainte Marguerite, l'absence d'hébergement pour la nuit, l'existence d'un débarcadère unique et la desserte par des navettes régulières permet à un agent ONF d'être sur place à chaque nouvelle arrivée. Il dispose ainsi chaque jour d'une vue d'ensemble des touristes présents sur l'île et d'une estimation, à vue, de leur nombre. Des conseils et des consignes peuvent également être donnés, dès leur arrivée.

Une situation aussi favorable à un dénombrement exhaustif des visiteurs est rare. L'accès au nombre de passagers de chaque navette permettrait de donner une estimation fiable de la fréquentation. Percevant, à tort, la divulgation de leurs chiffres comme un moyen de surveiller leur activité, les compagnies maritimes sont réticentes à une telle coopération.



F. Blanc, ONF

Comptages manuels ou automatisés, des méthodes à adapter aux objectifs et aux moyens

Quelle que soit la méthode retenue, la réalisation d'une enquête de fréquentation, quantitative ou qualitative, demande une préparation très minutieuse, la rédaction d'un protocole précis et détaillé, une phase de test, la formation des compteurs ou enquêteurs et une mise en œuvre rigoureuse.

Dénombrements effectués par des observateurs

Classiquement, les comptages de fréquentation nécessitent une main-d'œuvre importante, particulièrement en milieu forestier « ouvert ». Ils font appel à différentes méthodes :

- Dénombrements à vue : des observateurs, fixes ou mobiles, sont répartis sur le terrain, le

long de linéaires ou sur des points d'observation privilégiés (parkings, entrées de site, croisement de chemins).

- Enquêtes de fréquentation : elles fournissent à la fois des informations quantitatives et qualitatives. Elles reposent sur une enquête par questionnaire auprès d'un échantillon de visiteurs, effectuée soit sur le terrain (enquête in situ) soit par voie postale ou téléphonique. Elles se rapportent à un lieu précis (contrairement aux enquêtes et sondages d'opinion qui se rapportent à la forêt ou à l'environnement en général). Le questionnaire doit être court et repose sur des questions fermées (réponses prédéfinies dans une liste). Pour affiner les données quantitatives, il est préférable de les coupler avec des dénombrements sur le terrain.

- Dénombrements par indices de présence : les plus utilisés

sont les comptages de véhicules, principalement sur les parkings. Moyennant un étalonnage par dénombrement à vue des visiteurs sur les mêmes sites, il est possible de se limiter au comptage de voitures pendant quelques années (3 à 5 ans) pour déterminer le nombre de visiteurs.

Dénombrements effectués par enregistrements

Malgré un investissement initial parfois important, les systèmes de comptages automatisés, qui minimisent le temps de main-d'œuvre et permettent un suivi de la fréquentation dans la durée, sont appelés à se développer. Ils nécessitent néanmoins une implication importante en amont (localisation, installation). Il s'agit de :

- **compteurs routiers** (voir figure 2 et encadré exemple 2) ;
- **compteurs pédestres** (éco-compteurs®) : ceux qui semblent appelés au plus grand développement (fiabilité, longévité, discrétion) sont les compteurs à dalle acoustique enterrée ;
- **compteurs cyclistes** : produits nouveaux en cours de développement ;
- **comptage photo/vidéo au sol** : le suivi vidéo de la fréquentation a été utilisé dans plusieurs études en Autriche, souvent couplé à d'autres méthodes. La confidentialité est assurée par la distance de prise de vue effectuée en noir et blanc et une basse résolution. Aux avantages des méthodes de suivi par compteurs, il ajoute notamment la possibilité de distinguer les principaux types d'utilisateurs (promeneurs, cyclistes, joggers, présence ou non de chiens...) et d'analyser les interactions entre usagers. Les difficultés de mise en œuvre et les coûts d'analyse le limitent à des sites et à des études bien spécifiques.

Avec le développement et le perfectionnement des outils, ces systèmes fournissent à des coûts acceptables une quantité importante d'informations. Il reste encore des questions de fiabilité à améliorer, et l'automatisation, même si elle peut encore se développer (expérimentation Observatoire de la fréquentation en DT Méditerranée), ne supprime pas complètement la participation humaine (vérification du bon fonctionnement, relevés...). Et surtout, un investissement en personnel est indispensable pour l'analyse et l'interprétation des résultats.

Autres types de dénombrement

Le comptage de personnes peut aussi se faire par **photographie aérienne en survol bas** : la méthode est surtout adaptée aux grands espaces ouverts et apporte des résultats intéressants en termes de répartition spatiale instantanée. Elle a été utilisée par exemple pour la mesure de la fréquentation des plages du littoral aquitain ou la localisation de zones de pratique de ski hors piste. La précision peut être plus faible que d'autres méthodes (extrapolation, zones cachées).

Enfin les méthodes d'auto-comptage font appel au visiteur lui-même : soit il remplit une fiche de renseignement qu'il dépose dans une borne prévue à cet effet et située à un endroit stratégique (croisement de chemin, entrée de site), soit demande une autorisation d'accès. Ces méthodes nécessitent une évaluation du pourcentage des visiteurs qui réalisent effectivement l'inscription demandée. Il n'y en a pas d'exemple connu en France, en dehors des sites clos.

Conclusion

Les méthodes de quantification et surtout de suivi de la fréquentation, constituent des outils de connaissance très utiles au gestionnaire forestier ou d'espaces naturels qui souhaite organiser des flux de visiteurs importants de façon optimale en minimisant les impacts sur le site. Elles restent pourtant peu utilisées sur le terrain alors même que la fréquentation évolue et que le besoin de mieux la connaître se fait sentir.

Certes, la connaissance générale du terrain et l'observation ciblée du gestionnaire lors de son activité courante peuvent déjà lui fournir des éléments d'analyse de la fréquentation utiles à la compréhension des impacts. Mais en l'absence de protocole et de présence régulière notamment lors des pics de fréquentation (week-ends) dans les sites à observer, ce diagnostic devient vite insuffisant.

L'automatisation des comptages et peut-être bientôt des relevés, en diminuant sensiblement les coûts, pourra sans doute contribuer à une meilleure diffusion de ces pratiques dans les sites à enjeux.

Dans tous les cas, définir des objectifs, et analyser les résultats des comptages pour en tirer des conclusions pour la gestion constitue une nécessité.

Frédéric BLANC

ONF, agence de Fontainebleau
frederic.blanc@onf.fr

Marion GOSSELIN

Cemagref, UR Écosystèmes Forestiers
Nogent-sur-Vernisson
marion.gosselin@cemagref.fr

Anne-Marie GRANET

ONF, Direction technique
Mission forêt et société
anne-marie.granet@onf.fr

Exemple 4. Rôle central des comptages automatiques pour l'aménagement du site de Ploumanac'h, Conservatoire du littoral

Ploumanac'h est un site du conservatoire du littoral, au cœur de la côte de granit rose, géré par la commune de Perros-Guirec (22). Ce site de 26 ha voit entre 700 000 et 800 000 visiteurs par an.

Depuis 1996, le site est pilote pour l'utilisation de compteurs automatiques de la fréquentation. Les résultats de ces comptages ont, par exemple, permis de repérer des zones délaissées par les visiteurs (intérieur de la lande). La signalétique a alors été revue pour inciter le public à s'y rendre.

Une zone fortement fréquentée (passage en sous-bois) a également été mise en évidence, à la surprise du gestionnaire. Ces résultats ont permis d'appuyer une demande de subvention pour des travaux en faveur de ce site.

D'une manière générale, la connaissance de la fréquentation a permis d'estimer la durée de vie du revêtement des sentiers et ainsi de justifier les investissements auprès des décideurs politiques.

Bibliographie

GOSELIN M., 1999. Gérer la fréquentation dans les espaces naturels : méthodes d'études et systèmes de suivis. Aspects quantitatifs, qualitatifs, et écologiques. Revue bibliographique. Nogent-sur-Vernisson (45), Cemagref — ONF, 264 p.

BLANC F., 2006. Impacts écologiques de la fréquentation des milieux forestiers. Paris, ENGREF, ONF, 73 p. + Annexes.

ESPACES NATURELS, 2003. Dossier « Gérer un site ». Espaces Naturels, n° 4.

Les impacts écologiques de la fréquentation

Après l'étude quantitative de la fréquentation, voici le second volet de notre diptyque sur la fréquentation et ses impacts écologiques, questions de recherche et préoccupations de gestion.

Aux États-Unis comme en Europe, voilà presque 70 ans que les impacts écologiques de la fréquentation des espaces naturels font l'objet d'études. Cela étant, elles n'ont connu un réel essor que dans les années 60 et 70 (essor concomitant à une forte augmentation de la fréquentation) et tendent à stagner depuis les années 80, malgré l'apparition de nouveaux thèmes de recherche accompagnant l'essor de nouvelles pratiques récréatives : recherches sur le dérangement de la faune (en lien avec les pratiques sportives comme l'escalade, les sports en eaux vives, la chasse) ou encore sur les effets des pratiques de cueillettes commerciales (champignons, baies).

Qu'il s'agisse de fréquentation concentrée ou diffuse, les résultats acquis montrent qu'il y a des impacts sur la végétation (via le piétinement dû aux passages répétés, via la cueillette), sur le sol et la faune du sol (via le piétinement ou les ornières d'érosion provoquées par les pneus) et sur la faune sauvage (principalement via le dérangement).

Dans la grande majorité des cas, il s'agit d'impacts très locaux, qui affectent des communautés ne représentant pas un enjeu fort pour la biodiversité. De fait, pour le gestionnaire, ce sont rarement les enjeux de biodiversité qui font percevoir la fré-

quentation d'un site comme problématique. La fréquentation devient problématique aux yeux du gestionnaire lorsqu'elle entraîne de l'érosion et des problèmes de sécurité, lorsqu'elle menace la régénération des peuplements ou le peuplement lui-même (grimpe d'arbre, risque d'incendie), ou encore lorsqu'elle diminue l'attractivité esthétique du site... et ces aspects sont abordés moins fréquemment dans les études.

Mais il ne faut pas occulter les risques concernant des populations locales représentant un enjeu fort de biodiversité (écotypes, espèces ou milieux rares ou menacés), ainsi que les risques correspondant à des pressions dont les impacts se propagent en dehors de la zone fréquentée (propagation d'espèces envahissantes, généralisation de rigoles d'érosion).

Compte tenu de cela, il serait utile au gestionnaire de coupler (par exemple grâce au SIG) la répartition spatiale et temporelle de la fréquentation (données pouvant être établies à partir de suivis par compteurs ; voir article précédent) avec la répartition spatiale et temporelle des sensibilités écologiques (populations d'espèces rares et/ou peu résistantes au piétinement, présence d'espèces sensibles au dérangement, etc. ; cf. figure 1 de l'article précédent).

Les questions explorées par la recherche

Quels sont les types d'impacts sur la végétation, le sol, la faune ? En termes d'abondance des espèces, de composition des communautés, de physiologie (productivité, reproduction, état sanitaire), de dynamique des populations (paramètres démographiques). En termes d'érosion des sols aussi.

Comment se répartissent les impacts dans l'espace et dans le temps ? (répartition spatiale ou répartition en profondeur pour les impacts sur la physico-chimie du sol, temps d'apparition en fonction de la résistance du milieu : capacité d'une communauté à ne pas s'écarter de son état initial lorsque survient une perturbation)

Les impacts sont-ils irréversibles ? (notion de résilience : rapidité avec laquelle une communauté retrouve son état initial après avoir subi une perturbation l'en ayant écarté)

Quels sont les mécanismes en jeu (par exemple, facteurs morphologiques et physiologiques expliquant la résistance de certains végétaux au piétinement) ? Les impacts sont-ils différents en fonction de la quantité de fréquentation et de ses modalités ?

Comment standardiser les méthodes d'études pour quantifier les pressions, les impacts, la résistance et la résilience des communautés ?

Des impacts réels mais à relativiser

Les études passées attestent la réalité des impacts en zone très fréquentée...

Le **piétinement** affecte la végétation et la faune du sol, en termes de richesse spécifique, d'abondance globale, de composition des communautés, de répartition des abondances relatives. On observe souvent de fortes réductions du taux de couvert herbacé, ainsi qu'un changement de répartition des abondances relatives au profit des espèces les plus résistantes à la compaction des sols. La physiologie de croissance des végétaux est elle aussi perturbée : la compaction du sol entraîne une anoxie racinaire et fait obstacle (mécanique et trophique) à la germination. Dans la majorité des cas¹, les impacts apparaissent rapidement et la résilience de la végétation est souvent plus longue que le temps d'apparition des impacts, si bien qu'il est préférable de « sacrifier » quelques zones plutôt que d'instaurer des systèmes de rotation par alternance d'ouverture au public et de mise en défens.

Exemple 1. Escalade et diversité végétale dans le Jura suisse

Rusterholz et al. (2004) ont étudié l'impact de l'escalade sur les communautés végétales de certains versants rocheux du Jura suisse, en comparant des falaises avec et sans voie d'escalade. La pratique de l'escalade réduit la diversité spécifique de 30 % par rapport aux sites témoins. On constate aussi une augmentation de la densité des graminées et baisse, respectivement de 41 et 60 %, de la densité des arbustes et des non-graminées. Le piétinement de la flore, au sommet des falaises, pourrait influencer en partie la composition de la flore en contrebas.

La **cueillette** a en général peu d'impact par le prélèvement lui-même, mais le piétinement associé perturbe la productivité des buissons à baies (myrtilles) ou des champignons.

Quelques études mettent en évidence des baisses de fertilité des myrtilles ou des problèmes sanitaires liés au piétinement ; mais elles sont peu nombreuses et concernent surtout les forêts boréales. Les impacts sur la fructification des champignons ont été beaucoup plus étudiés, en Amérique du Nord mais aussi en Europe, marquée par une diminution généralisée de la fructification des champignons ectomycorrhiziens (Gosselin, 1999). Les études de Egli et Ayer sur deux réserves mycologiques suisses, avec un recul de 30 ans d'observation, ont permis d'isoler l'influence du piétinement et du prélèvement de celle d'autres facteurs globaux comme l'irrégularité intrinsèque de fructification chez plusieurs espèces, les changements climatiques, les pollutions diffuses. Elles montrent que : (i) le prélèvement (quel que soit le mode de cueillette – coupe ou arrachage – si tant est qu'il préserve les horizons supérieurs du sol) n'a pas d'impact sur la fructification des champignons, ni sur la richesse spécifique ; (ii) le piétinement réduit de 25 % la quantité de fructifications, mais cet effet est réversible par mise en défens de la parcelle ; (iii) les changements globaux (climat et pollutions) sont une menace bien plus forte que le piétinement et la cueillette. D'autres questions restent sans réponse : même si la cueillette en tant que telle n'a pas d'impact sur le mycélium, le prélèvement en abondance de champignons n'ayant pas encore sporulé pourrait-il compromettre à long terme la reproduction ou la diversité génétique ? Par précaution, il est recommandé d'espacer

de quelques jours les récoltes, pour assurer la sporulation (encadré « Charte du cueilleur de champignons »). En Suisse, la cueillette de champignons est interdite les 7 premiers jours de chaque mois.

Par ailleurs, peu d'études concernent la récolte (en forte progression) de mousses pour approvisionner les fleuristes ; certains experts s'inquiètent de l'impact possible de la récolte de *Leucobryum* sur la fertilité de sols déjà pauvres.

La présence humaine peut provoquer le **dérangement** des animaux (macrofaune), avec des effets individuels (comportement de vigilance accrue, aux dépens des activités de recherche de nourriture) qui peuvent retentir sur la démographie de la population entière (échec de reproduction, abandon ou dislocation de nichée). Certaines espèces sont particulièrement sensibles au dérangement, avec des effets démographiques rapides (cigogne noire, grand tétras...)

...mais ces impacts sont le plus souvent très localisés

Dans la majorité des cas, la fréquentation elle-même étant souvent concentrée sur certains sites seulement, les impacts sont eux-mêmes très localisés : si les populations ou les communautés affectées sont communes, les risques pour la biodiversité sont assez faibles et il n'y a pas lieu de s'alarmer. En revanche, s'il y a, localement, un enjeu fort de biodiversité (cas de populations d'espèces endémiques, cas d'espèce rare sensible au dérangement), ou bien si certaines activités ont des répercussions plus larges, à l'échelle d'une population d'espèces ou d'un massif (cf. paragraphe suivant), il y a lieu de prendre des mesures de protection.

¹ À relativiser aussi par le fait que la plupart des études concernent des milieux particulièrement sensibles, peu résistants et/ou peu résilients.

... sauf exception : certaines activités, localisées ou diffuses, ont des répercussions plus larges

La fréquentation entraîne parfois des risques d'**incendie** ou des problèmes d'**érosion** qui se répercutent en aval : on est alors dans le cas de fréquentations localisées avec des répercussions à l'échelle d'un massif.

La fréquentation contribue aussi à propager des espèces **envahissantes**², dont certaines se développent aux dépens de la biodiversité locale. Le public risque de disséminer ces espèces, soit volontairement en relâchant des individus (cas de plantes aquatiques ou des tortues de Floride, considérée comme potentiellement envahissante quoique son impact sur les espèces autochtones ne soit pas réellement documenté³), soit involontairement par le simple fait de marcher en forêt (graines accrochées aux semelles) ou par la cueillette d'espèces fleuries (cas de la jussie aquatique, qui bouture très facilement et se trouve donc favorisée par la cueillette, formant à la surface de l'eau des tapis denses monospécifiques qui altère la qualité de l'habitat aquatique). Dans les Vosges, la bryophyte *Campylopus introflexus* est apparue sur une voie d'escalade nouvellement ouverte, où elle se propage aux dépens de communautés locales de bryophytes rares... À titre préventif, il faut former les personnels à la connaissance des espèces envahissantes en forêt et informer/sensibiliser le public ; dans les milieux humides, particulièrement sensibles aux allochtones envahissantes, il est recommandé de ne pas prélever les plantes (ni couper, ni arracher : risque de bouturage) ; ne pas

multiplier les nouveaux sentiers ; en lien avec les associations naturalistes, prendre éventuellement des mesures réglementaires de limitation d'accès.

Dans le cas de la cueillette, la pression de prélèvement se concentre sur quelques espèces et s'exerce à l'échelle de l'ensemble de leurs populations locales. Nous avons vu que dans le cas des champignons, en dépit d'une pression forte, les risques sont faibles ou réversibles. En revanche, les impacts éventuels liés au développement de la récolte de mousses, comme les *Leucobryum* en stations acides, ne sont pas bien connus.

Les **dérangements** s'exercent à une échelle plus large que la seule zone de passage des promeneurs et peuvent avoir des répercussions sur l'ensemble d'une population, surtout lorsque celle-ci est restreinte. Là encore, il faut hiérarchiser les problèmes par rapport à l'enjeu que la population locale de l'espèce concernée constitue pour la biodiversité.

Selon un gradient croissant d'intensité et d'échelle de répercussion, on relève (i) des impacts individuels de modification du comportement, comme l'augmentation des comportements de vigilance ou de fuite momentanée (au dépens des autres activités) ou l'augmentation de la distance de fuite, (ii) des impacts à l'échelle de la population (diminution durable des effectifs en raison de la diminution du taux de fécondité ou du taux de survie ; réduction et fragmentation de l'aire de répartition de l'espèce). Les impacts s'intensifient avec le nombre de passages humains et la présence de chiens, même tenus en laisse, augmente les effets du dérangement (ONC, 1998 ; travaux en cours de P. Ingold en Suisse). Certaines espèces, et notamment des espèces aux populations de taille restreinte, sont connues pour être particulièrement sensibles, surtout en période de nidification, avec des impacts démographiques rapides : cigogne noire, grand tétras, espèces nicheuses de falaise.



A-M. Granet, ONF

La présence de chiens, même en laisse, augmente les effets du dérangement sur la faune sauvage

¹ Espèces exotiques introduites qui, par leur prolifération, entraînent des changements significatifs de composition ou de structure des communautés, ou encore de fonctionnement des écosystèmes

² Des travaux sont justement en cours pour évaluer les conséquences sur les populations autochtones de Cistude : Programme « Tortue de Floride » piloté par le laboratoire "Écologie, Systématique et Évolution" (UMR 8079, CNRS, ENGREF Université Paris-Sud) : tortue.floride.u-psud.fr

Des adaptations de gestion peuvent donc être nécessaires

On devra parfois prendre des dispositions particulières visant, selon les cas, à :

- préserver l'attractivité et la sécurité du site, ainsi que la satisfaction des visiteurs ;
- préserver des populations d'espèces particulières (sensibles à la cueillette ou au dérangement) ;
- permettre la régénération des peuplements ;
- limiter les invasions biologiques.

Cas des pratiques encadrées (exemple : pratiques sportives)

Les solutions peuvent passer par la réglementation ou par la contractualisation avec un interlocuteur unique (prestataire local de services « nature », fédération régionale ou nationale de sports de nature).

Qu'il s'agisse de fréquentation diffuse (ex. promenades naturalistes) ou concentrée (ex. voies d'escalade), la présence d'un interlocuteur bien identifié facilite l'adaptation des pratiques par contractualisation : engagement sur un code de bonnes pratiques, modulation des activités dans le temps (en fonction de la biologie des espèces sensibles : par exemple interdire l'escalade en période de nidification) et dans l'espace (zones sensibles). La signature d'une charte pour la pratique de l'escalade dans les Vosges du nord en est un bon exemple (encadré exemple 3). Il peut s'agir d'un interlocuteur local (prestataire d'activités en espaces naturels) ou national/régional (fédération). Dans ce cas, les connaissances issues de la recherche, des savoirs naturalistes et des observations du gestionnaire se complètent pour trouver des solutions adaptées.

Cas de fréquentation non encadrée (visites familiales, individuelles) mais concentrée sur certains sites attractifs

Les impacts sont souvent évidents et très visuels. Le gestionnaire a moins besoin d'études sur la nature et le temps d'apparition des impacts que de solutions concrètes pour éviter leur extension spatiale.

La prévention consiste à recenser et cartographier les zones à enjeu pour la biodiversité (espèces ou habitats localement rares, espèces sensibles au dérangement), et en général à canaliser la fréquentation pour concentrer les impacts (éviter la multiplication incontrôlée de nouveaux sentiers), d'une part, et les concentrer aux endroits où il n'y a pas d'enjeu majeur de biodiversité, d'autre part.

Les connaissances naturalistes (localisation des populations et espèces rares) et les connaissances acquises sur la sensibilité des espèces au piétinement ou au dérangement sont alors très utiles. Il peut aussi être utile de connaître le temps de résilience de la végétation pour envisager l'instauration de systèmes de rotation par alternance fréquentation / mise en réserve de parcelles (mais ces solutions sont à réserver aux cas, peu nombreux, où la résilience est rapide : < 2 ans, en tout cas plus rapide que le temps d'apparition des impacts). En revanche, le gestionnaire déplore souvent le manque de connaissances ou d'outils sur les solutions concrètes à mettre en œuvre pour canaliser la fréquentation, solutions qui relèvent plus de l'ingénierie et du développement que de la recherche en écologie.

Enfin, la prévention passe aussi par la sensibilisation du public. Lorsque la sécurité ou l'attractivité d'un site fortement piétiné

Exemple 2. Impact des sports d'eau sur le comportement du Héron, Parc du Lobau (Autriche).

Wagner *et al.* (2005) ont étudié le dérangement provoqué par des sports d'eau (canoë, kayak) sur les hérons. Cette étude a montré une modification du comportement des hérons (augmentation de la distance de fuite pendant les périodes de repos, notamment) en réponse au passage des bateaux. Une étude menée en parallèle sur les visiteurs montre qu'ils ne sont, pour la plupart, pas conscients de leur impact sur la nature. Des restrictions de la navigation devraient être mises en place dans la zone étudiée suite à cette étude.

Exemple 3. Concertation et signature d'une charte pour la pratique de l'escalade (Vosges du Nord)

Une charte pour la pratique de l'escalade sur les rochers des Vosges du Nord a été signée le 6 décembre 1997 entre les grimpeurs, les protecteurs de la nature et les gestionnaires forestiers en présence des administrations de l'environnement, de la jeunesse et des sports. Elle prévoit l'interdiction de l'escalade sur les rochers protégés par des Arrêtés de Protection de Biotope ou de Réserve naturelle, et régleme la pratique sur les rochers susceptibles d'accueillir le faucon pèlerin pour sa nidification. En période de reproduction, du 1er février au 1er juillet, les associations d'escalade s'engagent à recommander le respect de ces réglementations. Certains rochers dont la liste est jointe à la convention, sont conventionnés pour l'usage dans le respect de la charte.



A-M. Granet, ONF



F. Blanc, ONF

Canaliser la fréquentation : incitation (FD de Fontainebleau)/dissuasion (île Ste Marguerite)

nécessitent une restauration de la végétation, les connaissances acquises sur la résistance relative de diverses herbacées au piétinement sont utiles pour choisir des lots de graines adaptés à la station et les plus résistants possible.

Cas de fréquentation non encadrée et diffuse (ex. activités de cueillette)

Les éventuels impacts écologiques sont bien moins évidents que dans les situations de fréquentation très concentrée : ils ne sautent pas au yeux. Les résultats de la recherche permettent alors de déterminer la présence ou l'absence d'impacts (cf. les résultats acquis sur la cueillette de champignons, le dérangement de la faune) et d'adapter les pratiques – par exemple en réglementant les modalités de cueillette. Dans le cas des champignons, la coupe ou l'arrachage ne sont pas préjudiciables, mais l'utilisation de crochets ou de râtaux, qui détruisent les premiers centimètres du sol, est à proscrire.

Rechercher les synergies pour des réponses adaptées aux enjeux

Les impacts écologiques liés à la fréquentation des espaces naturels sont inévitables. Ils ne représentent pas forcément de gros risques : l'essentiel est d'analyser et de hiérarchiser les enjeux locaux. Pour déterminer la « responsabilité patrimoniale » d'un site au regard de la biodiversité, c'est-à-dire sa contribution originale à la biodiversité des échelles supérieures, les savoirs des gestionnaires, des naturalistes et des scientifiques doivent être mobilisés.

Dans la majorité des cas de fréquentation concentrée, les problèmes soulevés par la fréquentation sont moins des enjeux écologiques que des enjeux de sécurité ou d'attractivité du site. On relève souvent un hiatus entre les préoccupations des gestionnaires et celles des chercheurs, avec un décalage manifeste dans les échelles de temps : les uns recherchent à très court terme des solutions concrètes, relevant

de l'ingénierie-développement, pour canaliser la fréquentation ou du moins organiser sa répartition spatio-temporelle ; les autres doivent mener des études sur plusieurs années pour évaluer la nature et l'importance des impacts dans le temps, établir des synthèses des résultats obtenus sur différents types de milieux ou d'espèces (ex. résistance et résilience de différentes formations végétales soumises à piétinement contrôlé) qui seront disponibles à moyen ou long terme dans des actions de prévention ou de restauration.

En revanche, dans les cas de fréquentation diffuse ou de nouvelles pratiques sportives dans des milieux jusqu'alors peu fréquentés, « hors des sentiers battus », les études écologiques ont une utilité plus immédiate, en ce sens qu'elles permettent de déterminer l'existence d'impacts non évidents et d'argumenter la recherche de solutions, d'une part via l'adaptation des pratiques, par voie contractuelle ou réglementaire, d'autre part via l'organisation de la répartition spatio-tem-

porelle de la fréquentation (adapter le calendrier et le zonage des activités à la présence d'enjeux locaux de biodiversité et à la biologie des espèces concernées). Dans ce cadre, les études écologiques demandent à être poursuivies pour de nouvelles pratiques sur les impacts desquelles on manque de recul : peut-on autoriser les récoltes commerciales de mousses et feuillages pour fleuristes ? Quels sont les impacts de nouvelles pratiques sportives dans des milieux jusqu'alors peu fréquentés : VTT, escalade, spéléologie, sports en eaux vives, vol libre ?

Au-delà des connaissances et recommandations très générales issues de la recherche en écologie (ex. canaliser le public), la recherche de solutions pragmatiques pour canaliser la fréquentation, contractualiser ou réglementer les sports de nature, ou encore sensibiliser le public, relève aussi des sciences sociales, de l'ingénierie et du développement. Une mise en réseau des bonnes pratiques ou des solutions innovantes pourrait être un outil utile.

Frédéric BLANC

ONF, agence de Fontainebleau
frederic.blanc@onf.fr

Marion GOSSELIN

Cemagref, UR Écosystèmes
Forestiers
Nogent-sur-Vernisson
marion.gosselin@cemagref.fr

Anne-Marie GRANET

ONF, Direction technique
Mission forêt et société
anne-marie.granet@onf.fr

CHARTRE DU RAMASSEUR DE CHAMPIGNONS

<p>Il est que la cueillette des champignons en Forêt Domaniale est autorisée tous les jours sauf les mardi et jeudi. (sauf période de 10 juin 2007)</p> <p>Il prend soin de ne pas arracher le mycélium.</p> <p>Il ne défriche pas les champignons non comestibles.</p> <p>Il cueille en cueillette. Elle se limite à un panier par personne en par jour.</p> <p>Il cueille uniquement pour sa consommation familiale. La vente est interdite.</p>	<p>Il respecte les routes fermées et les chemins balisés.</p> <p>Il ne garde de pénétrer dans les ombes et plantations.</p> <p>Il respecte les autres usagers de la forêt. Il sait que le ramassage est interdit lorsqu'une chasse est en cours. (sauf période de 10 juin 2007)</p> <p>Il laisse les animaux en paix et respecte la Nature. Les chiens sont tenus en laisse.</p> <p>Il ne pousse pas dans les parcelles en exploitation. La gestion forestière reste une priorité.</p>
---	---

Charte du ramasseur de champignons

Dans les forêts domaniales de l'Orne, une charte du ramasseur des champignons a été élaborée pour informer le public des bonnes pratiques et des mesures réglementaires. Elle est issue d'une collaboration entre l'ONF, les PNR du Perche et Normandie-Maine, et de l'université de Caen.

Bibliographie

ARNOLDS E., 1991. Decline of ectomycorrhizal fungi in Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment* n° 35, pp. 209-244.

BLANC F., 2006. Impacts écologiques de la fréquentation des milieux forestiers. Paris, ENGREF, ONF, 73 p. + Annexes.

GOSELIN M., 1999. Gérer la fréquentation dans les espaces naturels : méthodes d'études et systèmes de suivis. Aspects quantitatifs, qualitatifs, et écologiques. *Revue bibliographique*. Nogent-sur-Vernisson (45), Cemagref - ONF, 264 p.

OFFICE NATIONAL DE LA CHASSE, 1998. Numéro spécial "perturbations". *Bulletin Mensuel de l'Office National de la Chasse* n° 235.

RUSTERHOLZ H., MÜLLER S. et BAUR B., 2004. Effects of rock climbing on plant communities on exposed limestone cliffs in the Swiss Jura Mountains. *Applied Vegetation Science* n° 7, pp. 35-40.

WAGNER S., STERL P. et ARNBERG A., 2005. The impact of water sports on heron behaviour during non-wintering season in Austria's Danube floodplains National Park. *Wildlife Biology Practice* n° 1-1, pp. 60-76.

à suivre

n° 17 - été 2007

Prochain dossier : évolutions de la gestion dunaire parution : août 2007

La philosophie centrale de la gestion des dunes (contrôle souple...) est solidement établie et bien acceptée ou partagée par l'ensemble des partenaires concernés. Néanmoins notre pratique est encore appelée à évoluer, dans des aspects particuliers que le prochain dossier illustrera au travers d'exemples.

Retrouvez RenDez-Vous techniques sur intraforêt

Tous les textes de ce numéro sont accessibles au format PDF dans la rubrique qui lui est désormais consacrée dans le portail de la direction technique (Recherche et développement/Documentation technique). Accès direct à partir du sommaire.

Pour rechercher un article particulier, utilisez le moteur de recherche de la base documentaire



Si vous désirez nous soumettre des articles, prenez contact avec nous :

ONF - Département recherche
Christine Micheneau
Tél. : 01 60 74 92 25
Courriel : rdvt@onf.fr

Pour se procurer RDV techniques :

ONF - Documentation technique
Boulevard de Constance
77300 Fontainebleau
Tél. : 01 60 74 92 24 - Fax 01 64 22 49 73

