



Utilité des indicateurs taxonomiques de biodiversité forestière

C. Nivet, Frédéric Gosselin, Marion Gosselin

► To cite this version:

C. Nivet, Frédéric Gosselin, Marion Gosselin. Utilité des indicateurs taxonomiques de biodiversité forestière. Les indicateurs de biodiversité forestière. Synthèse des réflexions issues du programme de recherche "Biodiversité, gestion forestière et politiques publiques", GIP Ecofor, p. 59 - p. 72, 2012, 978-2-914770-05-7. hal-00777513

HAL Id: hal-00777513

<https://hal.science/hal-00777513>

Submitted on 17 Jan 2013

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Utilité des indicateurs taxonomiques de biodiversité forestière

Cécile Nivet*, Frédéric Gosselin**, Marion Gosselin**

* GIP ECOFOR

** Institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement (IRSTEA)

Introduction

La biodiversité est un concept complexe, englobant à la fois la variabilité génétique des populations, la diversité spécifique et fonctionnelle des communautés, la diversité des écosystèmes et les interactions entre ces différents niveaux organisationnels. Nul indicateur ne saurait prendre en compte l'ensemble de ces composantes : les indicateurs évaluent des compartiments partiels de la biodiversité. Dans cette synthèse, nous nous limitons à la composante interspécifique de la biodiversité forestière, à savoir la diversité des communautés d'espèces forestières, pour laquelle deux grands types d'indicateurs sont envisageables. Les indicateurs structurels de biodiversité sont fondés sur des données écologiques (des données spatiales, des données issues de la dendrométrie et de la typologie des peuplements, etc.), en lien avec la gestion et les politiques de conservation de la biodiversité. Ils sont censés être corrélés à la diversité spécifique des communautés forestières. Cependant, le lien entre ces indicateurs et l'état réel de la biodiversité n'est pas toujours bien connu. Les indicateurs taxonomiques de biodiversité sont, au contraire, des indicateurs directement issus de données d'abondance et de présence-absence d'espèces, permettant d'appréhender la diversité des communautés. Il s'agit donc d'indicateurs centrés sur le suivi de certains taxons – plantes, oiseaux, insectes, mammifères, etc. – pour renseigner sur l'état de la biodiversité.

Actuellement, les indicateurs structurels sont les plus couramment utilisés dans le jeu des indicateurs

de gestion durable [IGD] des forêts françaises métropolitaines (MAAPRAT – IFN, 2011). La possibilité de les compléter par des indicateurs taxonomiques de biodiversité est étudiée ici. Quel est l'intérêt de réaliser des suivis taxonomiques de la biodiversité, quelle place tiennent actuellement ces suivis en France et à l'étranger, quels taxons est-il judicieux de suivre, sur la base de quelles variables, selon quels protocoles d'échantillonnage ? Les pages qui suivent apportent certains éléments de réponse, sur la base des réflexions et travaux menés sur ce thème entre 2006 et 2011 au sein du programme de recherche « Biodiversité, gestion forestière et politiques publiques »¹.

I. Pourquoi réaliser des suivis taxonomiques de la biodiversité forestière ?

Actuellement, les indicateurs de biodiversité associés à la gestion durable des forêts sont pour l'essentiel des indicateurs fondés sur les caractéristiques structurelles des peuplements et des paysages (MAAPRAT – IFN, 2011). Ils évaluent l'état des différents compartiments de la biodiversité de manière *indirecte* : on suit par exemple l'évolution des volumes en bois mort pour se faire une idée de la diversité des espèces saproxyliques qui dépendent de ce micro-habitat. Ce type d'indicateur a le mérite d'offrir aux gestionnaires une information parlante, qui peut être collectée à moindre coût.

¹ Programme animé par le Gip Ecofor avec le soutien des ministères en charge du développement durable et de l'agriculture. Plus d'information sur le site BGF : <http://bgf.gip-ecofor.org/>

On sait de plus que la strate arborée conditionne effectivement la présence de nombreuses composantes de la biodiversité et il ne fait ainsi nul doute que les jeux d'indicateurs doivent inclure des indicateurs structurels, en particulier ceux qui font consensus et que l'on sait interpréter du point de vue de la biodiversité (Levrel, 2007). Cependant, même pour les indicateurs structurels assez consensuels, il existe aujourd'hui des incertitudes sur les liens présumés entre ces derniers et l'état réel de la biodiversité forestière. Des informations manquent, en particulier sur :

- les groupes taxonomiques et écologiques effectivement représentés par les indicateurs structurels : par exemple, quels sont les groupes taxonomiques favorisés par le mélange d'essences (indicateur de composition en essences 4.1 de *Forest Europe*²) ?
- les conditions écologiques de validité de ces indicateurs : par exemple, l'effet du mélange d'essences (indicateur 4.1) sur la flore est-il le même sur tous les types de stations et pour tous les types de mélange ?
- la force, la significativité et la constance du lien entre l'indicateur et le(s) compartiment(s) de biodiversité au(x)quel(s) il est relié ; les mécanismes sous-jacents.
- la forme de la relation entre l'indicateur et la biodiversité. Est-il à interpréter en moyenne, en variance (Bergès *et al.*, 2002), en équitabilité ? Dans le cas de l'indicateur 4.1, cela reviendrait à savoir s'il faut privilégier partout les peuplements les plus mélangés ou s'il faut promouvoir pour partie des peuplements mélangés et pour partie des peuplements plus purs.

Ces lacunes, ainsi que l'absence de suivis taxonomiques directs en complément des indicateurs structurels, peuvent conduire à des interprétations erronées concernant les tendances de la biodiversité. Tous les cinq ans, l'Institut national de l'information

géographique et forestière (IGN)³ publie la liste des indicateurs de gestion durable des forêts françaises métropolitaines (cf. Nivet *et al.*, page 41). Mis en place à l'origine pour évaluer la durabilité des pratiques sylvicoles et non pour assurer le suivi de la biodiversité, ce document propose des indicateurs majoritairement structurels pour évaluer le critère « biodiversité » (critère 4 d'Helsinki). Ces indicateurs donnent une image plutôt positive de l'évolution de la biodiversité en forêt⁴ :

- les peuplements monospécifiques ont tendance à régresser au profit des peuplements mélangés depuis une vingtaine d'années ;
- les forêts semi-naturelles sont celles qui profitent le plus de l'expansion forestière (plus que les plantations) ;
- on observe une relative stabilité des futaies régulières très âgées⁵ ;
- les surfaces occupées par les espèces acclimatées (Douglas, pin noir, etc.) augmentent plus vite que celles occupées par les espèces indigènes mais ces dernières dominent largement les forêts françaises (92 % des peuplements en 2010) ;
- les espèces exotiques ne couvrent que 2 % des forêts et ce taux reste relativement stable ;
- la quantité de bois mort est en progression, tout comme les surfaces d'espaces protégés.

Il est surprenant de constater que dans un système conçu pour évaluer la durabilité de la gestion forestière, le seul indicateur qui renvoie une image vraiment négative concerne la fragmentation du territoire forestier (cf. synthèse précédente, indicateur 4.7), un phénomène influencé par des facteurs extérieurs à la gestion forestière tels que les changements d'affectation des terres, les pollutions diffuses ou le changement climatique. Ces pressions mériteraient d'être évaluées dans une optique de

² Le processus Forest Europe s'appuie sur les Conférences ministérielles pour la protection des Forêts en Europe : Strasbourg (1990), Helsinki (1993), Lisbonne (1998), Vienne (2003), Varsovie (2007), Oslo (2011).

³ Cet organisme résulte de la fusion, au 1^{er} janvier 2012, de l'Institut géographique national (IGN) et de l'Inventaire forestier national (IFN)

⁴ L'édition 2010 des indicateurs de gestion durable des forêts françaises métropolitaines (MAAPRAT - IFN, 2011) marque une rupture avec les éditions précédentes, principalement en raison de l'adoption d'une nouvelle définition de la forêt et du changement de méthode d'inventaire de l'IGN. Il convient ainsi plutôt de considérer les résultats de la nouvelle édition comme un état zéro des indicateurs (Nivet *et al.*, page 41). Les tendances mentionnées ci-dessous se basent ainsi plutôt sur les séries précédentes (1995, 2000 et 2005) même si les chiffres sont actualisés.

⁵ Néanmoins très variable selon les essences concernées (MAAPRAT - IFN, 2011)

suivi de la biodiversité forestière, dans un cadre plus large que celui de l'évaluation de la gestion forestière. Les indicateurs taxonomiques sont quasiment absents des indicateurs de gestion forestière durable. L'indicateur 4.8 sur les espèces forestières menacées d'extinction montre pourtant que l'état de la biodiversité forestière n'est pas aussi bon que la plupart des indicateurs structurels le laissent penser. D'autres indicateurs taxonomiques traduisent une baisse de la diversité des espèces forestières. Ainsi, l'abondance des populations d'oiseaux communs inféodées aux milieux forestiers a reculé de 12 % entre 1989 et 2009 (Jiguet F., 2010). Cette observation montre qu'il existe des incertitudes sur les liens qui existent réellement entre les indicateurs taxonomiques (ici, l'abondance d'oiseaux communs) et structurels (par exemple, présence de futaies régulières âgées, richesse en essences dans les peuplements, supposées être favorable aux oiseaux), une incertitude d'ailleurs confirmée par la littérature⁶.

De plus, ce système d'indicateurs fondé essentiellement sur le suivi de données dendrométriques liées (c'est le présumé) à une composante de biodiversité pourrait participer à une forme de normalisation des pratiques de gestion forestière alors qu'il existe des incertitudes de taille sur l'effet réel de ces dernières sur la biodiversité. Ces considérations portent finalement à croire que l'information obtenue par le biais des suivis d'espèces permettrait de mieux caractériser l'état de la biodiversité et de rééquilibrer le système d'indicateurs Pression-État-Réponse (cf. Nivet et al., page 41).

II. Quels suivis taxonomiques à l'étranger??

La plupart des pays européens ayant signé la Convention sur la diversité biologique (CDB) s'organisent actuellement pour l'appliquer dans le domaine forestier et plusieurs organismes publient des

listes d'indicateurs dont une partie est en rapport avec la biodiversité forestière, à l'image du processus européen *SEBI* 2010⁸ (EEA⁹, 2009). Concernant la biodiversité forestière, les suivis taxonomiques peuvent exister :

- soit au sein du volet forestier des suivis nationaux ou internationaux de biodiversité, qui concernent plusieurs types de milieux ;
- soit au sein du volet biodiversité des suivis tels que ceux réalisés dans le cadre des inventaires forestiers nationaux.

■ Volet forestier des suivis de biodiversité

Globalement, au niveau international et tous types de milieux confondus, les suivis de biodiversité concernent très peu de taxons en dehors des vertébrés (oiseaux, mammifères), des plantes vasculaires et de certains champignons ou insectes facilement identifiables (lépidoptères, libellules, gros coléoptères). À l'échelle européenne et aux échelles nationales, Gosselin et Paillet (2011) notent que les taxons actuellement les plus surveillés sont les oiseaux, les mammifères ainsi que les papillons de jour, pour partie en raison de l'essor récent de programmes fondés sur la participation du public (naturalistes ou amateurs) à la récolte de données¹⁰. C'est le cas, en France métropolitaine, du Suivi temporel des oiseaux communs (STOC), un programme qui s'appuie sur des ornithologues volontaires pour suivre l'évolution annuelle de l'abondance de différentes espèces d'oiseaux communs, en particulier celle d'oiseaux spécialistes des milieux forestiers.

Les stratégies de collecte des données nécessaires à ces suivis de biodiversité varient selon les pays. Dans la majorité des cas, ce sont les ministères en charge de l'environnement qui rassemblent les données des suivis existants et coordonnent les différents opérateurs en charge de la réalisation de ces derniers. Ce système se heurte à de nombreuses questions, notamment d'ordre méthodologique, du

⁶ Cf. Redford, 1992 ; Gosselin et Laroussinie, 2004 ; Balmford et al., 2005 ; Dudley et al., 2005

⁷ Cf. Gosselin et Paillet, 2011

⁸ Le processus Streamlining European Biodiversity Indicators (SEBI) s'inscrit dans la Stratégie européenne pour la biodiversité.

⁹ L'Agence européenne pour l'environnement

¹⁰ Cf. les résultats du projet européen BIOMAT : <http://eumon.ckff.si/biomat/>

type « comment agréger des données récoltées à différents niveaux et pour différents objectifs ? », « comment valoriser des données dans un objectif autre que celui pour lequel l'organisation de leur collecte a été conçue ? (types de relevés, dimensionnement de l'échantillonnage) », etc. Dans quelques cas plus rares, des pays ou provinces se lancent dans la mise en place de programmes réellement dédiés au suivi de la biodiversité. Ils sont fondés sur un échantillonnage statistique rigoureux afin de permettre une interprétation des résultats sur l'ensemble du territoire ciblé : c'est le cas des suivis de la biodiversité conduits en Suisse¹¹ ou en Alberta (Canada)¹². Menés sur l'ensemble du territoire, ils ont assez de points d'échantillonnage en milieu forestier pour contribuer significativement à un suivi de biodiversité forestière. Dans le cas de la Suisse, l'exploitation des données recueillies dans le cadre de ce suivi a déjà donné des résultats intéressants pour la biodiversité forestière (cf. Gosselin et Paillet, 2011).

■ Volet biodiversité des suivis forestiers

L'importance de mesurer et de surveiller l'évolution des forêts est largement reconnue dans les processus politiques internationaux, qui portent un intérêt à la disponibilité de la ressource en bois mais également à la conservation de la biodiversité des forêts et à la gestion durable ; des systèmes de suivis ont été mis en place pour évaluer la durabilité de la gestion forestière où la biodiversité est un critère d'évaluation parmi d'autres. Au niveau européen, la stratégie en faveur du développement durable et plus précisément le processus *Forest Europe* identifient la biodiversité comme l'un des six critères de gestion durable. La biodiversité est évaluée par un système essentiellement composé d'indicateurs structurels de pression liés à la gestion forestière

(variables dendrométriques corrélées à telle ou telle composante de la biodiversité ou supposées l'être) ; la déclinaison française de ce processus donne lieu à la publication, tous les cinq ans, des indicateurs de gestion durable des forêts françaises métropolitaines (MAAPRAT - IFN, 2011), qui reprennent et complètent ceux de *Forest Europe* (Forest Europe et al., 2011).

Il n'existe pas encore à proprement parler de système global de suivi de la biodiversité forestière à l'échelle européenne autre que celui sur les espèces en danger¹³. Les pays forestiers qui sont dotés d'inventaires forestiers nationaux ajoutent néanmoins progressivement à leurs relevés des données d'abondance d'espèces ou de groupes d'espèces particuliers, notamment les plantes vasculaires, les bryophytes, les lichens et les champignons saproxyliques. Les suivis de biodiversité s'appuient donc le plus souvent sur les données des inventaires forestiers nationaux pour organiser le *reporting* sur la biodiversité forestière. Mais les indicateurs taxonomiques y sont encore rares ou concernent des taxons qui ne sont pas les plus forestiers ni les plus menacés. Un récent ouvrage de Tomppo et al. (2010) explore les possibilités d'utiliser ces inventaires pour répondre aux demandes internationales en matière de suivi et notamment en matière de suivi de la biodiversité. L'étude porte sur trente-sept pays¹⁴ dont vingt-trois sont membres de l'Union européenne. Vingt-sept pays (soit les deux tiers) utilisent des données de leur inventaire forestier national pour les suivis de biodiversité¹⁵ et parmi eux :

- presque tous (excepté le Portugal) recourent à des indicateurs de biodiversité basés sur des données structurelles comme le volume de bois mort ou la structure verticale du peuplement ;

¹¹ Cf. site du monitoring de la biodiversité en Suisse

¹² Cf. le site internet Alberta Biodiversity Monitoring Institute

¹³ Cf. listes et livres rouges de la flore et de la faune menacées sur le site de l'Inventaire national du patrimoine naturel (INPN)

¹⁴ Allemagne, Autriche, Belgique (Wallonie), Brésil, Canada, Chine, Chypre, Corée, Croatie, Danemark, Espagne, Estonie, USA, Finlande, France, Grande-Bretagne, Grèce, Hongrie, Irlande, Islande, Italie, Japon, Lettonie, Lituanie, Luxembourg, Norvège, Nouvelle-Zélande, Pays-Bas, Pologne, Portugal, République slovaque, République tchèque, Roumanie, Russie, Slovénie, Suède, Suisse

¹⁵ Suivis nationaux ou internationaux requis par les engagements internationaux issus du processus *Forest Europe*, de la Convention sur la diversité biologique (CDB), des rapports de l'Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO).

• les deux tiers, dont la France, recourent à des indicateurs taxonomiques directs, de type « présence-absence » ou « abondance » d'espèces. Dans cette catégorie :

- les groupes taxonomiques les plus surveillés en dehors des ligneux concernent le plus souvent la végétation du sous-bois. Dans la moitié des cas, les données collectées au niveau de l'espèce concernent le groupe des plantes vasculaires ;
- les données concernant d'autres groupes sont rares : six pays relèvent des données sur les lichens épiphytes, deux pays s'intéressent aux bryophytes (France et Slovaquie) et aux champignons (Slovaquie et Suisse).

Cependant, ces suivis taxonomiques restent limités, (i) soit parce qu'ils portent sur une liste limitée d'espèces ; par exemple, l'Allemagne relève les abondances de seulement huit espèces de plantes vasculaires fréquentes et la Norvège une espèce seulement ; la Suisse surveille l'évolution de onze espèces de champignons saproxyliques ; (ii) soit parce que les données sont prélevées à des niveaux moins fins que l'espèce :

- à l'échelle du groupe d'espèces : pour les lichens épiphytes, les données consistent fréquemment à estimer le couvert de trois groupes morphologiques, à savoir les lichens fruticuleux, foliacés ou crustacés (Espagne, Irlande) ;
- à l'échelle du genre : c'est le cas par exemple des champignons saproxyliques du genre polypore en Estonie ou des lichens *Usnea Bryoria* et *Alectoria* en Suède ;
- à des échelles taxonomiques supérieures : relevé du couvert végétal (toutes espèces confondues) par exemple.

III. Quelles espèces suivre en forêt et comment ?

On a vu précédemment qu'il existait de nombreuses incertitudes sur les liens entre les variables utilisées comme indicateurs de biodiversité et l'état réel de celle-ci en milieu forestier ; les indicateurs taxo-

nomiques sont donc des compléments nécessaires aux indicateurs structurels. Mais il existe aussi des incertitudes quant à la capacité des suivis actuels à répondre aux questions que la société se pose en termes d'évolution de la biodiversité forestière. Actuellement, les objectifs des suivis de biodiversité forestière ne sont pas assez clairs : « sur quels compartiments de la biodiversité met-on l'accent ? » ; « à quelle échelle le suivi doit-il être mené ? » ; etc. Des auteurs (exemple : Levrel *et al.*, 2007) plaident par conséquent pour l'introduction de suivis de biodiversité supplémentaires dont la mise en place soit conditionnée par la définition préliminaire d'objectifs clairs : on ne s'intéressera en effet pas aux mêmes espèces selon que l'on veut évaluer l'état de populations d'espèces rares ou l'efficacité de mesures conservatoire du bois mort pour la biodiversité saproxylique.

■ Quelles espèces suivre ?

Parmi les multiples objectifs de suivis possibles concernant la biodiversité forestière, deux objectifs principaux sont identifiés ici :

- évaluer l'état et l'évolution de la biodiversité forestière pour les *reporting* requis par les conventions internationales (espèces communes et bien connues, espèces forestières menacées, espèces patrimoniales, etc.) ;
- évaluer l'impact des politiques publiques (politique forestière, politique de conservation) sur les espèces sensibles aux changements globaux (dont les pratiques sylvicoles)¹⁶.

Dans cette optique, on recommandera alors par exemple le suivi des trois catégories d'espèces ou groupe d'espèces suivantes :

- les espèces menacées, tous milieux confondus (listes rouge UICN) ;
- les espèces communes à large amplitude de milieux ;
- et les espèces spécialistes des milieux forestiers¹⁷, telles que :

¹⁶ On ne s'intéresse ici qu'à la composante spécifique de la biodiversité forestière. La composante génétique n'est pas traitée, sinon de façon marginale.

- des espèces ou groupes d'espèces choisis en fonction des enjeux de biodiversité en forêt, des menaces qui pèsent sur eux, des politiques mises en œuvre et de la capacité à suivre ces groupes (par exemple les espèces de l'annexe II de la Directive « Habitats-Faune-Flore » (1992), pour lesquelles le réseau conservatoire Natura 2000 est mis en œuvre) ;

- des espèces ou groupes d'espèces les plus sensibles aux choix de gestion, notamment à l'exploitation (ex : bryophytes, les insectes saproxyliques et les champignons), dont :

(i) les espèces ou groupes limités par les ressources (espèces inféodées au bois mort, aux forêts non exploitées, aux vieux arbres, etc.) ;

(ii) des espèces ou groupes limités par leurs capacités de dispersion et potentiellement sensibles soit à la fragmentation par des linéaires de transport, soit au rythme et à l'intensité des coupes, soit au changement climatique ;

(iii) des espèces ou groupes particulièrement sensibles au climat.

Le choix des groupes d'espèces à suivre repose en grande partie sur la connaissance des menaces qui pèsent sur elles, notamment en termes d'évolution des pratiques de gestion. Pour cela, on peut s'inspirer de la littérature scientifique : par exemple, si les forestiers appréhendent souvent la biodiversité à travers la diversité des essences d'arbres et de la flore vasculaire, celle-ci s'avère moins sensible à l'exploitation du bois que d'autres groupes taxonomiques (Gosselin, 2004 ; Paillet *et al.* 2010). De même, les analyses ci-dessus mettent peu l'accent sur les groupes indicateurs de parties plus grandes de la biodiversité car les arguments scientifiques en faveur de cette approche sont discutés (Dallari 2007 ; Gosselin et Dallari, 2007).

Par ailleurs, le choix des espèces est aussi largement subordonné à d'autres considérations, telles que le coût du suivi, la quantité de données déjà disponibles, la capacité technique à suivre les groupes taxonomiques, etc.

■ Pour les suivis de taxons saproxyliques en forêt

Gosselin et Dallari (2007) plaident pour coupler les suivis de biodiversité existants (flore vasculaire, oiseaux) avec le suivi d'au moins un groupe d'espèces saproxyliques. Dépendantes du bois mort pour tout ou partie de leur cycle, ces dernières représenteraient près du quart des espèces forestières, faune, flore et champignons confondus. En France, près de dix mille espèces seraient concernées, en particulier des champignons, des insectes (coléoptères) mais aussi de nombreuses espèces d'invertébrés, de bryophytes (mousses et hépatiques) et de vertébrés (oiseaux, rongeurs, etc.). Actuellement, on estime à 11 % la proportion de coléoptères saproxyliques menacés à l'échelle pan-européenne et à 14 % dans les pays de l'Union (Geburek *et al.*, 2010). Cette évaluation est faite à dire d'expert. Plus généralement, dans les pays européens dotés d'observatoires environnementaux, c'est environ 20 à 50 % des espèces saproxyliques qui figurent sur les livres rouges des taxons menacés d'extinction (notamment l'Allemagne)¹⁸.

Pourtant, durant les dernières décennies, le volume de bois mort a eu plutôt tendance à augmenter en Europe. Ce constat fait douter certains de l'importance de ce micro-habitat pour la conservation de la biodiversité. Mais selon Gosselin et Dallari (2007), c'est méconnaître l'importance de l'effet de traîne associé au phénomène d'extinction d'espèces (Pimm, 2002). De plus, les évolutions prévisibles de la gestion forestière, notamment avec la montée du bois énergie, pourraient conduire (i) au maintien ou à une baisse du volume moyen de bois mort, (ii) à une plus grande variance spatiale du volume de bois mort (juxtaposition d'îlots de vieux bois ou de sénescences et de parcelles gérées de manière intensive) et (iii) à une plus grande variance temporelle du volume de bois mort, là où le bois énergie sera récolté. Ces tendances, notamment la première, pourraient être relativisées, par exemple dans le cas de l'augmentation du phénomène de dépérissement. Ce qui est certain aujourd'hui, c'est qu'on ne

¹⁷ Cf. exemple des carabiques forestiers qui répondent plus fortement et plus nettement à la surface terrière que la flore forestière (où ?) voir les travaux des Equipes en Bretagne (?) Emmanuelle Richard, 2004 ?

¹⁸ On manque néanmoins de données sur les espèces saproxyliques menacées autres que les insectes.

sait pas bien prédire l'impact de ce type de scénario sur les cortèges saproxyliques et c'est pourquoi la mise en place d'un suivi de taxons saproxyliques à l'échelle européenne ou française serait utile. Gosselin et Dallari (2007) proposent deux groupes d'espèces saproxyliques faciles à suivre : les coléoptères saproxyliques et les polyphores.

■ Comment suivre ces espèces ?

Nous proposons ici quelques pistes de réflexion concernant deux étapes clés liées à la mise en place opérationnelle d'un suivi taxonomique de biodiversité : la première concerne le type de données à récolter, la seconde concerne le plan d'échantillonnage. D'autres aspects méthodologiques, liés par exemple au choix des variables écologiques ou aux analyses statistiques, ne sont pas abordés ici (cf. encadré 1). Il est néanmoins important de garder à l'esprit que toutes ces étapes doivent être pensées en fonction des objectifs du suivi.

Quelles données récolter ?

La richesse spécifique (cf. encadré 2) est la mesure

ENCADRÉ 1

La qualité d'un suivi taxonomique repose sur plusieurs critères essentiels identifiés par Gosselin (2011) comme suit :

Critère 1 définir des objectifs du suivi (inclut le choix des groupes à suivre)

Critère 2 construire un plan d'échantillonnage adapté aux objectifs du suivi

Critère 3 conduire éventuellement une étude pilote pour améliorer la précision du suivi. Il pourra s'agir par exemple d'améliorer les connaissances sur les seuils de détectabilité des individus ou des espèces dans le cadre du protocole de suivi ou des analyses de données.

Critère 4 choisir les méthodes standard de relevés

Critère 5 choisir les variables écologiques explicatives à collecter (spatiale, stationnelle ou dendrométrique) en parallèle aux données taxonomiques, pour améliorer par exemple la précision statistique du suivi ou pour répondre aux questions définies initialement.

ENCADRÉ 2

Richesse spécifique : nombre total d'espèces de la communauté. Plus la richesse est grande, plus la diversité est élevée. Cette quantité n'a de sens que précisée par rapport à l'échelle à laquelle elle se rapporte (Gosselin et Laroussinie, 2004).

Abondance d'espèce : elle peut être mesurée et quantifiée de différentes façons (non équivalentes) par :

- le nombre d'individus de l'espèce (abondance numérique)
- la biomasse de l'espèce
- le recouvrement, en pourcentage de la surface recouverte par l'espèce (pour les plantes notamment)
- la fréquence, ou le pourcentage de présences de l'espèce dans des fractions du relevé

L'abondance relative d'une espèce se présente bien souvent comme l'abondance d'une espèce dans un relevé par rapport à l'abondance totale du relevé (toutes espèces confondues) (d'après Gosselin et Laroussinie, 2004).

Répartition ou distribution spatiale : elle peut se définir comme l'aire de répartition ou comme la fluctuation spatiale de l'abondance des organismes dans leur aire de répartition. Une communauté est dite équirépartie lorsque tous les taxons (familles, genres, espèces) qui la composent ont la même abondance. Par construction, plus une communauté tend vers l'équirépartition, plus sa diversité augmente. De même, à équitabilité donnée, plus la richesse taxonomique est grande, plus la diversité augmente (Gosselin et Laroussinie, 2004).

de biodiversité actuellement la plus utilisée. Or, il existe aujourd'hui un consensus parmi les écologues pour dire que les indicateurs basés sur des données de richesse sont peu informatifs en ce qui concerne les dynamiques des écosystèmes et de la biosphère de manière générale. Les indicateurs basés sur ce type de données seraient en particulier très dépendants des échelles auxquelles ils sont mesurés et peu sensibles aux variations de court terme (notamment lorsque l'on raisonne à large échelle) dans la mesure où l'extinction d'une espèce est un processus lent (Chevassus-au-Louis *et al.*, 2009).

Depuis quelques années, la communauté des écologues favorise plutôt l'élaboration d'indicateurs basés sur les variations d'abondance (cf. encadré 2) ou sur des suivis considérant l'identité des espèces et non seulement leur nombre. Ces indicateurs seraient non seulement plus sensibles aux dynamiques de court terme mais aussi plus compréhensibles pour les parties prenantes. Ils sont déjà utilisés dans les méthodologies proposées par l'Union internationale pour la conservation de la nature (UICN) et dans certains cas par l'Agence européenne pour l'environnement, par la Convention sur la diversité biologique (CDB) ou encore dans le cadre du Suivi temporel des oiseaux communs (programme STOC). La méthodologie de l'UICN pour évaluer le degré de menace pesant sur les espèces peut aussi utiliser des données démographiques (taux de survie, reproduction, dispersion, etc.). Selon certains auteurs comme Thompson (2006), cette approche démogra-

phique serait la plus rigoureuse car elle permettrait d'estimer très précisément les probabilités d'extinction d'une espèce à différents horizons de temps. Mais la récolte des données nécessaires à cette approche requiert un travail de terrain très important et c'est pourquoi Gosselin et Dallari (2007) plaident plutôt en faveur des suivis d'abondance, en tout cas dans le cas des suivis de groupes d'espèces. Ces derniers permettent selon eux de suivre un plus grand nombre d'espèces et d'aboutir sur un large territoire et sur le moyen terme aux mêmes tendances que les suivis démographiques. En croisant les catégories d'espèces à suivre avec le type de données à récolter, ils aboutissent finalement au tableau 1.

Ces analyses rejoignent globalement celles de Levrel *et al.* (2007), qui proposent de faire des regroupements taxonomiques et d'élaborer des indicateurs composites de biodiversité fondés sur des données recueillies au niveau de l'espèce. Ces regroupements peuvent prendre en compte des caractéristiques variées d'espèces, qu'elles concernent les fonctions des espèces dans les écosystèmes, leurs réponses à des gradients écologiques, leur sensibilité à des types d'habitats ou de gestion ou, plus généralement, leurs caractéristiques écologiques. Les données d'abondance de communautés permettent ainsi une diversité de modes d'analyse qui en font des données riches, pouvant d'ailleurs être utilisées pour évaluer d'autres critères de la gestion durable forestière que le critère biodiversité (Gosselin et Gosselin, 2008).

Espèces ou groupe d'espèces...	Critère de choix	Démographie	Abondance	Répartition
...menacées	Tous milieux	x	(x)	(x)
...communes	...à large amplitude de milieux		x	x
	...spécialistes forestiers		x	x
	...dont sensibles à la gestion forestière	(x)	x	x

Tableau 1 : taxons sélectionnés par Gosselin (2011) pour l'élaboration d'indicateurs de biodiversité en fonction du type de données à récolter. Une croix « x » signifie que le croisement est envisageable, une croix entre parenthèses émet certaines réserves et l'absence de croix signifie qu'a priori, le croisement n'est pas envisageable.

Quel plan d'échantillonnage associé ?

Comme il est rare de pouvoir suivre l'ensemble des populations d'un taxon, on procède généralement à un échantillonnage ciblé qui consiste à récolter des données de populations représentatives de l'ensemble des populations. Pour y arriver, il est important de veiller à ce que la sélection des sites d'échantillonnage ne soit pas biaisée ; veiller par exemple à ce qu'ils ne se situent pas exclusivement dans des zones à « problème », en bord de route ou dans des zones qui tronquent une partie du territoire comme c'est légèrement le cas du réseau de l'IGN, qui relève des données exclusivement dans les forêts de production (95 % des forêts françaises métropolitaines).

La méthode d'échantillonnage à mettre en œuvre dépend directement des questions que l'on se pose et des populations ou espèces à suivre. Si l'on souhaite avoir une bonne représentation des tendances spatiale ou temporelle des espèces communes, on procèdera par exemple plutôt à un échantillonnage systématique, aléatoire ou stratifié. Si l'on cible à l'inverse des espèces rares, on sera alors plutôt amené à mettre en place un échantillonnage adaptatif (densité plus forte autour des sites de présence). Si l'on cherche encore à évaluer une politique de préservation ou de gestion – par exemple dans le cadre d'une étude d'impact d'une nouvelle pratique –,

l'échantillonnage recommandé sera alors probablement un échantillonnage stratifié, qui consistera par exemple à suivre des populations d'espèces cibles en et hors zone concernée (cf. encadré 3).

IV. Quelles perspectives pour le développement d'indicateurs taxonomiques ?

Comme nous l'avons vu précédemment, nous disposons aujourd'hui de très peu d'indicateurs d'état de la biodiversité spécifique. Plusieurs auteurs tels que Pereira et Cooper (2006) plaident pour la mise en place supplémentaire de ce type de suivis. Ils plaident aussi pour l'insertion, au sein des indicateurs de gestion durable des forêts, d'indicateurs pour évaluer l'impact des politiques publiques sur la biodiversité.

■ Pour le développement d'indicateurs pour évaluer l'impact des politiques publiques sur la biodiversité

Les indicateurs de biodiversité actuellement proposés en forêt ne permettent pas, pour la plupart, d'évaluer l'impact des politiques (exemple : la direc-

ENCADRÉ 3

Échantillonnage systématique : la population étudiée est échantillonnée sur une grille régulière de points dont l'origine est choisie au hasard.

Échantillonnage aléatoire : chaque unité statistique de la population étudiée a la même probabilité d'être choisie dans l'échantillon (Bastien et Gauberville, 2011).

Échantillonnage stratifié : la population étudiée est découpée préalablement en sous-ensembles appelés strates et où les unités statistiques font, dans chacune d'entre elles, l'objet d'un échantillonnage aléatoire indépendant des autres strates (Bastien et Gauberville, 2011).

Échantillonnage adaptatif : le nombre de placettes échantillonnées dépend de l'occurrence et du nombre d'individus rencontrés durant l'échantillonnage. Particulièrement adaptée pour le suivi d'espèces rares, en bouquet ou distribuées de façon non homogène, cette méthode ne permet cependant pas de prévoir à l'avance le coût de l'échantillonnage et nécessite des calculs supplémentaires (moyenne, variance).

tive Habitats-Faune-Flore, 1992) sur la biodiversité inter-spécifique ou de fournir aux futurs décideurs des éléments de diagnostic utiles pour la conception de nouvelles politiques. Il s'agit pourtant d'un objectif important¹⁹. Les politiques mises en œuvre sont souvent basées sur des hypothèses dont il faudrait en effet vérifier l'efficacité, une remarque qui plaide pour une intégration plus forte des suivis dans les processus de décision et de régulation et qui va de pair avec la nécessité de mieux définir les objectifs du suivi. Les liens du suivi et des indicateurs retenus avec une politique peuvent se faire de différentes façons :

- le suivi peut avoir pour seul but de donner un état de la situation ; nous sommes aujourd'hui très souvent dans ce cas ; il s'agit alors de cerner l'état du « système » ;
- le suivi peut avoir pour but d'évaluer les politiques de conservation ou de gestion, sans hypothèse *a priori* sur les mécanismes biologiques sous-jacents : on cherche simplement à voir si l'évolution de la biodiversité est différente selon qu'on est en zone bénéficiant d'actions de préservation ou non ; on pourrait ainsi envisager d'évaluer l'efficacité de la gestion pratiquée au sein du réseau Natura 2000 forestier en comparant l'évolution de sa biodiversité *via* des indicateurs biotiques par rapport à celle de forêts situées en dehors du réseau ; dans ce cas, la répartition du plan d'échantillonnage doit être équilibrée entre zones protégées et zones non protégées²⁰ ;
- le suivi peut enfin avoir pour but d'évaluer les politiques de conservation, en faisant des hypothèses *a priori* sur les mécanismes biologiques sous-jacents que l'on suppose dominants.

Dans les niveaux d'intégration les plus poussés, le système de suivi de l'efficacité d'une politique publique devrait comporter, de façon équilibrée, des indicateurs d'état, de pression et de réponse : à chaque indicateur d'état de la biodiversité (ou d'un compartiment donné de biodiversité) devrait ainsi correspondre un ou plusieurs indicateurs de pression (pression anthropique influençant cette part de biodiversité, *via* des impacts sur son habitat par exemple) et un ou plusieurs indicateurs de

réponse (actions ou politiques mises en œuvre pour remédier à ces impacts). À titre d'exemple, Hagan et Whitman (2006) proposent de sélectionner cinq à quinze « composantes » de biodiversité d'importance (pas de choix préétabli). Pour chacune d'elles, les auteurs proposent de développer des indicateurs d'état, de pression et de réponse.

En somme, une meilleure intégration des systèmes de suivis dans la politique permettrait d'améliorer la clarté et la pertinence des objectifs du suivi, de mieux adapter les plans d'échantillonnage et, par ricochet, les indicateurs associés. Cela permettrait notamment, selon Gosselin *et al.* (2009), de mieux prendre en compte les enjeux de biodiversité (écologique, politique) actuels. La politique actuelle en faveur de l'utilisation du bois énergie nécessiterait par exemple la mise en place d'un suivi robuste d'espèces saproxyliques.

■ Propositions pour le développement d'indicateurs taxonomiques

Nous avons ci-dessus expliqué de quels points de vue l'insertion d'indicateurs taxonomiques de biodiversité supplémentaires parmi les indicateurs de gestion forestière durable apparaît souhaitable. Dans cette perspective, quelques propositions peuvent être formulées sur la base du travail de Gosselin et Dallari (2007) :

(i) privilégier le développement d'indicateurs taxonomiques à large échelle (biogéographique, nationale ou européenne) plutôt qu'à l'échelle régionale ou locale, compte tenu des contraintes logistiques ; il paraît en effet difficile de viser des indicateurs taxonomiques statistiquement interprétables aux échelles locales, en tout cas avec des moyens raisonnables ;

(ii) améliorer, si c'est possible, le principal indicateur d'état de la biodiversité forestière (Gosselin et Gosselin, 2008), à savoir l'indicateur 4.8 de gestion forestière durable qui présente la proportion d'espèces forestières menacées conformément aux caté-

¹⁹ Cf. Underwood, 1995 ; Bawa et Menon, 1997 ; Lindenmayer, 1999 ; Vos *et al.*, 2000 ; Thompson, 2006

²⁰ Cf. sur ce point l'exemple du projet GNB – Gestion, Naturalité et Biodiversité – qui compare la biodiversité en réserve forestière non-exploitée et en forêt exploitée (<https://gnb.cemagref.fr/>).

gories de l'UICN ; cet indicateur présente l'avantage d'être la version forestière d'un indicateur utilisé plus globalement ou dans d'autres milieux ; les pistes d'amélioration formulées par exemple dans le cadre de l'Observatoire national de la Biodiversité (ONB) pourraient être appliquées au niveau forestier (par exemple : incorporation dans le périmètre de l'indicateur d'une partie des espèces éteintes ; considération d'une version dynamique de cet indicateur – *Red List Index*²¹, etc.). On pourrait aussi compléter ou illustrer l'indicateur 4.8 par des zooms sur des espèces qui seraient l'objet d'une attention ou d'un suivi – par exemple démographique – particuliers (cf. Hamza *et al.*, 2007) ;

(iii) suivre l'abondance d'espèces ou de groupes taxonomiques à large amplitude de milieux incluant des généralistes, des spécialistes forestières et d'autres milieux, notamment terrestres. Ces données pourraient être utilisées en France, voire à l'échelle européenne ou mondiale²² afin de comparer l'évolution de la biodiversité dans différents milieux, comme le fait déjà par exemple le programme STOC. Il serait intéressant de restreindre ces analyses à celle d'espèces très spécialistes de ces différents milieux. Il existe déjà des données d'abondance de populations relatives aux suivis de certains groupes taxonomiques en forêt : au niveau français, cela concerne en particulier les oiseaux – *via* le programme STOC coordonné par le Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN) – et la flore vasculaire – *via* les réseaux de placettes gérés par l'IGN et par le département de la santé des forêts (DSF) du ministère en charge de l'agriculture. L'utilisation des données taxonomiques existantes ne doit cependant pas se faire à n'importe quel prix et il faudra bien réfléchir à la pertinence de faire évoluer le plan d'échantillonnage et les protocoles associés (cf. Gosselin et Dallari, 2007) ;

(iv) compléter les suivis taxonomiques existants par le suivi national ou supra-régional (européens dans notre cas) de groupes liés à des objectifs particuliers. Gosselin et Dallari (2007) et Gosselin *et al.*

(2009) insistent sur l'intérêt de suivre l'abondance de groupes taxonomiques davantage liés aux enjeux forestiers que les groupes déjà suivis. Parmi les enjeux, la pression pesant sur certains habitats ou micro-habitats (les vieux peuplements et le bois mort) plaide selon eux pour le suivi de l'abondance ou de la répartition de groupes taxonomiques saproxyliques comme les coléoptères et les polypores saproxyliques. Pour tester la faisabilité d'un tel suivi et identifier le type de données qu'il serait le plus pertinent de récolter, ils proposent de tester son opportunité à travers un projet pilote, en se servant par exemple du réseau de placettes du DSF.

(v) Pour évaluer le critère de gestion forestière durable relatif à la biodiversité (critère 4), il est important de pouvoir relier les évolutions de la biodiversité à :

- des pressions issues de la gestion forestière ainsi, éventuellement, qu'à d'autres pressions extérieures à la forêt (artificialisation, etc.) ;
- des réponses ou politiques publiques visant pour partie à préserver la biodiversité, notamment forestière.

Gosselin et Dallari (2007) insistent dans ce cadre sur la définition des questions auxquelles aura à répondre le suivi de biodiversité : devra-t-il être représentatif de la situation française moyenne? Devra-t-il évaluer des politiques générales (comme le réseau Natura 2000) ou plus particulières (comme la mise en place par l'ONF d'une politique en faveur des îlots de vieux bois et de sénescence²³)? Devra-t-il évaluer l'impact des unités de cogénération issues de biomasse forestière sur la biodiversité saproxylique ? *etc.*

Une fois ces questions posées et les groupes taxonomiques sélectionnés, il faut construire le plan d'échantillonnage et collecter les variables (écologiques, de gestion) qui permettront d'apporter des réponses aux questions retenues. En parallèle à ces suivis, Landmann et Gosselin (2009) plaident pour

²¹ Cf. Gosselin et Dallari (2007) ainsi que le site internet Birdlife International : <http://www.birdlife.org/>

²² Cf. Pereira et Cooper (2006) et Lughadha *et al.* (2005)

²³ Cf. ONF, 2009. *Instruction biodiversité « conservation de la biodiversité dans la gestion courante des forêts publiques »*. 11 pages.

la mise en place de projets pilotes en France et/ou en Europe pour (i) mieux jauger des liens qui existent réellement entre la biodiversité et les groupes écologiques/taxonomiques et (ii) identifier les facteurs de changement et les évolutions les plus probables (par exemple, l'évolution du bois mort, des vieux arbres, de la non exploitation, du climat ou de la fragmentation). Certains de ces projets pourraient impliquer une approche expérimentale ou de gestion adaptative (Cordonnier et Gosselin, 2009 ; Cordonnier *et al.*, 2009).

Conclusion

Il reste beaucoup à faire pour améliorer les systèmes de suivis actuels de la biodiversité forestière. Cet article plaide pour l'intégration de nouveaux suivis d'état de la biodiversité dans un système d'analyse équilibré (système Pression - État - Réponse, cf. Nivet *et al.*, page 41), construit en lien avec des objectifs clairement définis. Aux côtés des indicateurs structurels existants, ces indicateurs taxonomiques limiteraient vraisemblablement les controverses et amélioreraient les débats sur la biodiversité, sa gestion et son évaluation aux différentes échelles.

La concrétisation des pistes évoquées ci-dessus dépendra pour partie des crédits publics disponibles. On peut néanmoins déjà supposer que la reconnaissance récente de ces problématiques au sein de la Convention sur la diversité biologique et de l'Agence européenne pour l'environnement jouera probablement en faveur de l'intégration d'indicateurs supplémentaires aux côtés des indicateurs de gestion forestière durable actuels. ■

Cette synthèse se base essentiellement sur les références suivantes

Gosselin M. et Paillet Y., 2011. *Suivis opérationnels de biodiversité forestière : quelles expériences à l'étranger ?* Paris : Cemagref, 50 p.

Gosselin, 2011. Suivis d'état de la biodiversité interspécifique en forêt Pourquoi ? Quoi ? Comment ? Colloque « les indicateurs forestiers sur la voie d'une gestion durable ? Communication orale, Montargis, 6 et 7 décembre.

Gosselin F. et Dallari R., 2007. *Des suivis « taxonomiques » de biodiversité en forêt. Pourquoi ? Quoi ? Comment ?*, Nogent-sur-Vernisson : Gip Ecofor-Cemagref, 119 p.

Levrel H., Loïs G. et Couvet D., 2007. Indicateurs de biodiversité pour les forêts françaises. État des lieux et perspectives, *Revue forestière française*, vol. 59 (1), p.45-56.

Autres références bibliographiques

Balmford A., Bennun L., ten Brink B., Cooper D., Cote I.M., Crane P., Dobson A., Dudley N., Dutton I., Green R.E., Gregory R.D., Harrison J., Kennedy E.T., Kremen C., Leader-Williams N., Lovejoy T.E., Mace G., May R. and Mayaux P., 2005. The convention on biological diversity's 2010 target, *Science*, vol. 307 (5707), p.212-213.

Bastien Y. et Gauberville C., coordinateurs, 2011. *Vocabulaire forestier : Écologie, gestion et conservation des espaces boisés*. Paris : Institut pour le Développement Forestier (IDF), 608p.

Bawa K.S. and Menon S., 1997. Biodiversity monitoring: the missing ingredients, *Trends in Ecology & Evolution*, 12 (1), p.42-42.

Bergès L., Gosselin M., Gosselin F., Dumas Y. et Laroussinie O., 2002. Prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière : éléments de méthode, *Ingénieries - EAT*, n° spécial, p.45-55.

Chevassus-au-Louis B., Salles J.M., et Pujol J.L., 2009. *Rapport du Centre d'analyse stratégique : approche*

économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. La Documentation française, 376p.

Cordonnier T. et Gosselin F., 2009. La gestion forestière adaptative: intégrer l'acquisition de connaissances parmi les objectifs de gestion, *Revue forestière française*, vol.61, p.131-144.

Cordonnier T., Gosselin F., Bouget C., Bréard J.-M. et Allain R., 2009. Gestion adaptative ou gestion expérimentale du bois mort, des vieux arbres et des arbres à cavités: exercice de prospective, *Rendez-vous techniques*, vol. 25-26, p. 34-37.

Dallari R., 2007. *Synthèse bibliographique sur les indicateurs directs de biodiversité et leur application dans un suivi forestier. Rapport de Master 2*. Nogent-sur-Vernisson : Cemagref, 66p.

Dudley N., Baldock D., Nasi R. and Stolton S., 2005. Measuring biodiversity and sustainable management in forests and agricultural landscapes, *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, vol. 360, p.457-70.

EEA, 2009. *Progress towards the European 2010 biodiversity target – indicator fact sheets. Technical report n°4*. Copenhagen: European Environment Agency.

Forest Europe, UNECE and FAO, 2011. *State of Europe's Forests 2011: Status and Trends in Sustainable Forest Management in Europe*. Ministerial Conference on the Protection of Forest in Europe. Oslo : Forest Europe, 337p.

Geburek T., Milasowszky N., Frank G., Konrad H. and Schadauer K., 2010. The Austrian Forest Biodiversity Index: all in one, *Ecological indicators*, vol. 10 (3), p.753-761.

Gosselin F., Bouget C., Gosselin M., Chauvin C. et Landmann G., 2009. *L'état et les enjeux de biodiversité forestière en France*, p.63-69 dans Landmann G. et al., 2009. *Biomasse et Biodiversité Forestière – Augmentation de l'utilisation de la biomasse forestière : implications pour la biodiversité et les ressources naturelles (BIO2)*. Paris : MEDDTL – GIP Ecofor, 211p.

Gosselin F. et Gosselin M., 2008. Pour une amélioration des indicateurs et suivis de biodiversité forestière. *Ingénieries-EAT*, vol. 55-56, p.113-120.

Gosselin F., Archaux F. et Gosselin M., 2005. *Suivre la biodiversité en forêt : pourquoi ? Quoi ? Comment ?* Symposcience, 7p.

Gosselin F., 2004. *Imiter la nature, hâter son œuvre ? Quelques réflexions sur les éléments et stades tronqués par la sylviculture dans* : Gosselin M., Laroussinie O., coordonnateurs, 2004. *Gestion Forestière et Biodiversité : connaître pour préserver – synthèse bibliographique*. Antony : co-édition GIP Ecofor – Cemagref, p.217-256.

Gosselin M. et Laroussinie O., coordonnateurs, 2004. *Biodiversité et gestion forestière : connaître pour préserver*. Synthèse bibliographique. Antony : co-édition GIP Ecofor – Cemagref, 320p. + CD rom.

Hagan J.M. and Whitman A., 2006. Biodiversity indicators for sustainable forestry: simplifying complexity, *Journal of Forestry*, vol. 104, p.203-210.

Hamza N., Boureau J.G., Cluzeau C., Dupouey J.L., Gosselin F., Gosselin M., Julliard R. et Vallauri D., 2007. *Evaluation des indicateurs nationaux de biodiversité forestière*. Nogent-sur-Vernisson : GIP Ecofor-IFN, 108p.

Jiguet F., 2010. *Les résultats nationaux du programme STOC de 1989 à 2009*. Disponible sur : www2.mnhn.fr/vigie-nature.

Landmann G. et Gosselin F., 2009. *Utilisation de la biomasse forestière, biodiversité et ressources naturelles: synthèse et pistes d'approfondissement*, p.177-191 dans : Landmann G. et al., coordonnateurs, 2009. *Bio2 – Biomasse et Biodiversité Forestière – Augmentation de l'utilisation de la biomasse forestière: implications pour la biodiversité et les ressources naturelles*. Paris : MEDDTL – GIP Ecofor, 211p.

Lindenmayer D.B., 1999. Future directions for biodiversity conservation in managed forests: indicator species, impact studies and monitoring programs,

Forest Ecology and Management, vol. 115 (2-3), p.277-278.

Lughadha E.N., Baillie J., Barthlott W., Brummitt N.A., Cheek M.R., Farjon A., Govaerts R., Hardwick K.A., Hilton-Taylor C., Meagher T.R., Moat J., Mutke J., Paton A.J., Pleasants L.J., Savolainen V., Schatz G.E., Smith P., Turner I., Wyse-Jackson P. and Crane P.R., 2005. Measuring the fate of plant diversity: towards a foundation for future monitoring and opportunities for urgent action, *Philosophical Transactions of the Royal Society B-biological Sciences*, n° 360 (1454), p.359-372.

Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche, de la Ruralité et de l'Aménagement du territoire (MAAPRAT), 2011. *Les Indicateurs de gestion durable des forêts françaises métropolitaines*. Paris : MAAPRAT-IFN, 200p.

Paillet Y., Berges L., Hjalten J., Odor P., Avon C., Bernhardt-Romermann M., Bijlsma R. J., De Bruyn L., Fuhr M., Grandin U., Kanka R., Lundin L., Luque S., Magura T., Matesanz S., Meszaros I., Sebastia M. T., Schmidt W. and Standovar T., 2010. Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe, *Conservation Biology*, vol. 24, p.101-112.

Pereira H. M and Cooper H. D., 2006. Towards the global monitoring of biodiversity change, *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 21, p.123-129.

Pimm S.L., 2002. The dodo went extinct (and other ecological myths), *Annals of the Missouri Botanical Garden*, vol. 89 (2), p.190-198.

Redford K.H., 1992. The empty forest, *BioScience*, vol. 42, p.1-12.

Thompson I.D., 2006. Monitoring of biodiversity indicators in boreal forests: a need for improved focus, *Environmental Monitoring And Assessment*, vol.121, p.263-273.

Tomppo E., Gschwantner T., Lawrence M. and McRoberts R. (Eds.), 2010. *National Forest Inventories : pathways for common reporting*. Springer, 612p.

Underwood A.J., 1995. Ecological research and (and research into) environmental management. *Ecological Applications*, vol. 5 (1), p.232-247.

Vos P., Meelis E. and Ter Keurs W.J., 2000. A framework for the design of ecological monitoring programs as a tool for environmental and nature management, *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 61 (3), p.317-344.