



Suivre l'état de la biodiversité forestière: pourquoi ? Comment ?

Frédéric Gosselin, Marion Gosselin, Yoan Paillet

► To cite this version:

Frédéric Gosselin, Marion Gosselin, Yoan Paillet. Suivre l'état de la biodiversité forestière: pourquoi ? Comment ? . Revue forestière française, 2012, 64 (5), p. 683 - p. 700. <10.4267/2042/50656>. <hal-00933870>

HAL Id: hal-00933870

<https://hal.science/hal-00933870v1>

Submitted on 21 Jan 2014

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.



HAL Authorization

Suivre l'état de la biodiversité forestière : pourquoi ? comment ?

Frédéric Gosselin, Marion Gosselin & Yoan Paillet ¹

¹ IRSTEA, UR EFNO, Domaine des Barres, F-45290 Nogent-sur-Vernisson, France

Nombre de caractères (espaces compris) texte principal : 39193 (hors références, annexes et résumé)

Nombre de figures : 1 figure + 2 tableaux

RÉSUMÉ :

Le système actuel de critères et indicateurs de gestion forestière durable informe de façon très indirecte sur l'état de la biodiversité puisqu'il incorpore très peu d'indicateurs issus de suivis de biodiversité. Nous justifions en cinq points l'utilité de tels suivis dans le cadre de l'évaluation de la gestion forestière durable. Nous proposons ensuite des critères pour le choix des taxons à suivre, en fonction des objectifs du suivi. Enfin, nous insistons sur une sélection de points techniques primordiaux pour l'étape de mise en place du suivi : le plan d'échantillonnage ; le choix de placettes permanentes ou non ; le compromis entre réplification spatiale et réplification temporelle des points ; la réflexion sur les variables écologiques à relever en parallèle de la biodiversité ciblée. Ces réflexions s'appuient sur quelques exemples de suivis directs de biodiversité interspécifique forestière, en France et à l'étranger. La mise en place de tels suivis devrait permettre de mieux interpréter les indicateurs de pression et réponse et de proposer de nouveaux indicateurs d'état de la biodiversité, dans le cadre des indicateurs de gestion forestière durable.

Introduction

Comme d'autres domaines environnementaux, la lutte contre l'érosion de la biodiversité est passée de la sphère académique et associative à celle de la mise en œuvre de politiques publiques (Convention sur la Diversité Biologique – CBD –, directive européenne Habitats Faune Flore, objectif 2010...). En conséquence, les engagements collectifs visant à favoriser la biodiversité sont nombreux, tant au niveau national qu'eupéen ou international. Jusqu'à récemment, ces engagements s'étaient focalisés sur l'objectif ambitieux d'enrayer – voire stopper – la perte de biodiversité en 2010. Parallèlement, les pays engagés dans la CBD ont organisé un rapportage périodique, utilisant des indicateurs pour évaluer l'évolution de la situation en termes de biodiversité. Le choix initial tant au niveau international (CBD) que national (Stratégie Nationale pour la Biodiversité – SNB) a été de favoriser des rapports par grand secteur d'activité.

Pour le secteur forestier, dans le cadre de la déclinaison européenne de la CBD (processus Forest Europe), ce rapportage a été intégré à l'évaluation du caractère de durabilité de la gestion forestière : cette évaluation est organisée autour de six critères, dont le quatrième est la biodiversité. À partir des années 1990, il a donc fallu réfléchir à des indicateurs de biodiversité associés à la gestion forestière durable. Les responsables forestiers en charge du développement de ces indicateurs ont logiquement mobilisé les données dendroécologiques utilisées dans les autres critères pour construire les indicateurs de biodiversité (cf. article Barthod, ce numéro). À l'exception de l'indicateur 4.1 relatif à la diversité des espèces d'arbres, et de l'indicateur 4.8 concernant les espèces menacées d'extinction, pour lequel un effort important a été fait, il en résulte un système d'indicateurs de biodiversité forestière qui informe de façon très indirecte sur l'état de la biodiversité (cf. article Gosselin et al., ce numéro ; Levrel *et al.*, 2007, Gosselin et Gosselin, 2008).

Dans cet article, nous proposons une réflexion sur l'intérêt des indicateurs directs d'état de la biodiversité en forêt, pour évaluer et suivre la durabilité de la gestion forestière. Dans le cadre du critère 4 des Indicateurs de Gestion Durable (IGD), nous envisageons de nouvelles interprétations des indicateurs existants (cf. 1.1) et de nouveaux indicateurs (cf. 1.2 à 1.4), en nous limitant toutefois en première approche à la composante taxonomique de la biodiversité, étant entendu que des suivis au niveau habitat seraient aussi utiles. Nous centrons ici notre analyse sur le critère 4 qui, rappelons-le, vise « le maintien, la conservation et l'amélioration appropriée de la diversité biologique dans les écosystèmes forestiers ». L'aspect plus fonctionnel de la biodiversité, compris comme étant l'utilité de la biodiversité pour fournir des services écosystémiques autres qu'elle-même – relève d'autres critères de la gestion forestière durable et ne sera donc pas traité ici (Gosselin et Gosselin, 2008).

Nous justifions en cinq points l'utilité de tels suivis dans le cadre de l'évaluation de la gestion forestière durable ("pourquoi des suivis directs"?). Nous proposons ensuite des critères pour le choix des taxons à suivre, en fonction des objectifs du suivi ("quoi suivre"?). Enfin, nous insistons sur une sélection de points techniques primordiaux pour l'étape de mise en place du suivi ("comment suivre"?): le plan d'échantillonnage; le choix de placettes permanentes ou non; le compromis entre réplique spatiale et réplique temporelle des points; la réflexion sur les variables écologiques à relever en parallèle de la biodiversité ciblée. Ces réflexions s'appuient sur quelques exemples de suivis directs de biodiversité (spécifique) forestière, en France et à l'étranger.

1. Pourquoi davantage d'indicateurs d'état ?

La question sous-jacente de cette première partie est : en quoi la prise en compte de ce genre de données pourrait être utile au sein du système d'indicateurs de gestion forestière

74 durable ? Nous voyons cinq avantages principaux à inclure des suivis directs d'état de la
75 biodiversité forestière dans le système national d'évaluation de la gestion durable des forêts.

76
77 1.1. Enrichir et préciser les indicateurs actuels de pression et de réponse par des indicateurs
78 d'état

79 Les indicateurs actuellement utilisés sont souvent des indicateurs dendroécologiques,
80 sensés représenter des pressions pesant sur la biodiversité. Mais ces indicateurs présentent des
81 inconvénients. En premier lieu, la relation entre ces pressions et les états de la biodiversité est
82 mal connue, notamment dans le contexte français. Pour la plupart des indicateurs indirects
83 actuellement utilisés, il est difficile de préciser les groupes taxonomiques représentés par
84 l'indicateur, les conditions écologiques de validité de l'indicateur et la force et la forme –
85 seuil, relation linéaire – de la relation entre l'indicateur et la part de biodiversité ciblée. Des
86 efforts de recherche parallèles au dispositif de suivi pourraient permettre de mieux calibrer
87 cette relation, comme l'illustrent les articles de Bouget et Gosselin (ce numéro). Mais cette
88 calibration risque de ne pas suffire car la relation entre indicateur et biodiversité risque en
89 outre d'évoluer dans le temps, si bien que la calibration pourrait évoluer elle aussi en
90 conséquence.

91 Sachant que la relation entre pressions et biodiversité est à la fois mal connue et évolutive,
92 et que la biodiversité en forêt résulte aussi de pressions extérieures à la gestion forestière,
93 suivre l'état de la biodiversité enrichirait utilement les indicateurs de pression et réponse
94 actuellement fournis (cf. Article Gosselin, Bonhême, Archaux, Nivet, ce numéro).

95
96 1.2. Accéder à la dynamique de la biodiversité

97 Le lien entre pression et état de la biodiversité peut non seulement évoluer dans le
98 temps comme évoqué ci-dessus, mais peut avoir lieu avec un décalage temporel. La notion de

"dette d'extinction", popularisée par Tilman *et al.* (1994), illustre bien ce phénomène : une pression peut avoir diminué mais rester à un niveau important alors que la réponse de la biodiversité n'est pas encore effective. Il y a deux idées distinctes derrière la notion de dette d'extinction : (i) ce n'est pas parce qu'une pression a diminué qu'elle est à un niveau satisfaisant ; et (ii) il peut y avoir un décalage dans le temps entre l'exercice d'une pression ou d'une réponse et son impact sur la biodiversité. De ce point de vue, suivre la biodiversité ordinaire permettrait donc de mettre en évidence d'éventuelles évolutions décalées dans le temps qui pourraient par exemple toucher la biodiversité ordinaire avant d'impacter les espèces menacées d'extinction (indicateur 4.8). Seuls une connaissance fine de la biodiversité ou un suivi temporel permettront de rendre compte de cette relation décalée entre pression et indicateur.

1.3. Permettre un mode plus dynamique d'analyse et de rapportage sur la durabilité de la gestion forestière et analyser l'efficacité des pratiques de gestion conservatoire.

Il s'agirait d'inclure dans la même analyse des pressions, des états et des réponses – i.e. des mesures prises en faveur de la biodiversité. A l'échelle mondiale et avec un jeu d'indicateurs un peu hétéroclite, c'est ainsi que Butchart *et al.* (2010) montrent que l'état de la biodiversité a empiré, en lien avec des pressions plus fortes et malgré des "réponses" croissantes. On pourrait notamment essayer de quantifier si les réponses apportées par la gestion ou la politique publique forestières au déclin de la biodiversité ont réduit les pressions et si cette réduction a eu un impact positif sur l'état de biodiversité. Par exemple, il serait possible sur cette base d'évaluer si les mesures prises en faveur du bois mort par l'ONF ont eu l'impact espéré sur les niveaux de bois mort et si l'état de la diversité saproxylique s'en est trouvé amélioré (cf. Cordonnier *et al.*, 2009 pour une approche similaire incluant un volet expérimental). On pourrait aussi jauger si la biodiversité forestière a évolué plus

favorablement sur les sites du réseau Natura 2000 que dans les forêts hors réseau. Cette approche est menée actuellement par le Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN) sur la base des données du Suivi Temporel des Oiseaux Communs (STOC).

1.4. Construire un indicateur global de gestion durable de nos forêts

En comparant les dynamiques de biodiversité à l'œuvre entre forêts exploitées et forêts non-exploitées, nous aurions un indicateur assez pertinent d'impact de l'ensemble des effets de la gestion sur la biodiversité, toutes choses – ou presque – étant comparables par ailleurs – et pourvu qu'on envisage les effets de la gestion forestière en moyenne à une échelle assez locale. Cet indicateur complèterait donc utilement les indicateurs de pression, – même s'ils étaient validés (cf. ci-dessus) – car il intégrerait l'effet cumulé des pressions et réponses liées à la gestion forestière. Nous avons déjà utilisé une telle approche pour comparer la quantité de micro-habitats sur les arbres en forêt exploitée et forêt non-exploitée (Vuidot *et al.*, 2011). Les résultats montraient qu'à l'échelle de l'arbre, *une fois prises en compte les caractéristiques individuelles de l'arbre*, il y avait peu de différences d'abondance des micro-habitats, que l'arbre soit en forêt exploitée ou non exploitée – contrairement à des résultats allemands qui révélaient dans les mêmes conditions une moindre abondance de micro-habitats en forêt exploitée qu'en forêt non exploitée. Cette première approche synchronique prendrait encore plus de sens si elle était entreprise en dynamique (Gosselin *et al.*, 2011). En s'inspirant de cet exemple, nous pensons que des *suivis* de biodiversité menés en forêt exploitée et non-exploitée pourraient fournir un nouvel indicateur de gestion forestière durable, intégrant les effets cumulés de la gestion forestière.

1.5. Disposer d'outils de comparaison de la dynamique de la biodiversité entre différents types de milieux et de gestion associée

Il est souvent admis que parce que la gestion forestière utilise peu d'intrants, la biodiversité serait moins menacée en forêt que dans d'autres milieux. C'est en partie ce qui est observé sur les communautés d'oiseaux communs suivies par le STOC : les oiseaux spécialistes des forêts déclinent, mais moins vite que les oiseaux spécialistes des milieux agricoles et autant que les oiseaux spécialistes des villes. Il serait utile de savoir si la partie plus généraliste suit la même tendance et si cette tendance est la même pour d'autres groupes taxonomiques que les oiseaux communs. Pour les espèces rares ou menacées, il semble que globalement la menace soit du même niveau ou moindre – suivant le groupe taxonomique – en forêt que dans d'autres milieux (Gosselin *et al.*, 2009).

Il y a donc un grand intérêt à inclure des données de suivi de biodiversité dans les données utilisées pour évaluer la gestion forestière durable, pourvu qu'on laisse le système d'indicateurs du critère 4 s'enrichir de nouvelles analyses et de nouveaux indicateurs validés scientifiquement.

2. Quelle(s) biodiversité(s) suivre ?

Les réflexions précédentes nous conduisent assez naturellement aux types de biodiversité qu'il serait intéressant de suivre.

Nous avons tout d'abord évoqué l'intérêt de l'indicateur 4.8 qui présente la proportion d'espèces forestières menacées, au sens de l'UICN. Cet indicateur présente l'avantage d'être la version forestière d'un indicateur utilisé plus globalement ou dans d'autres milieux. On pourrait aussi le compléter par des zooms sur des espèces qui seraient l'objet d'un suivi particulier – par exemple démographique et/ou génétique – (cf. Hamza *et al.*, 2007), notamment des espèces pour lesquelles une réponse de gestion est apportée, sous la forme d'un plan de restauration par exemple. Pour cet indicateur, différents types de données

peuvent être mobilisées, grâce à la méthodologie de l'UICN : des suivis démographiques, des suivis d'abondance ou des présence-absence, des suivis d'aire de répartition.

Ensuite, dans l'optique de comparer la dynamique de la biodiversité en forêt à celle à l'œuvre dans d'autres milieux, il serait judicieux de suivre l'abondance de taxons à large amplitude de milieux incluant des généralistes, des spécialistes forestières et des spécialistes d'autres milieux. C'est le cas des oiseaux par exemple : il existe des espèces ubiquistes, des spécialistes de forêts, des spécialistes de champs agricoles, des spécialistes de zones humides. Les données seraient analysées par milieu, toutes espèces confondues, mais aussi en se restreignant aux espèces très spécialistes de ces différents milieux. Il existe déjà des données de suivi d'abondance de populations pour certains groupes taxonomiques en forêt : en France métropolitaine, cela concerne en particulier les oiseaux, via le programme STOC, et la flore vasculaire, via les réseaux de placettes gérés par l'IGN¹ et par le département de la santé des forêts (DSF) du ministère en charge des forêts. Contrairement aux données oiseaux du STOC, les données sur la flore vasculaire ne permettent toutefois pas de comparaisons avec d'autres milieux car elles ne sont collectées qu'en forêt.

Enfin, les suivis existants concernent des groupes taxonomiques qui n'ont pas forcément été choisis pour l'enjeu qu'ils représentent en termes de gestion forestière durable. Il est donc logique de se demander si d'autres groupes taxonomiques ne devraient pas être suivis et pour quelle raison. On pourrait notamment souhaiter un groupe taxonomique indicateur de l'ensemble de la biodiversité en forêt. L'analyse de la littérature suggère toutefois que cette piste est une impasse (Gosselin et Dallari, 2007). Nous proposons plutôt de choisir de suivre des groupes taxonomiques reliés à des enjeux en termes de gestion forestière durable. Pour le critère 4, on pourrait cibler des parties de biodiversité ayant des facteurs de sensibilité avérée

¹ l'Institut national de l'information géographique et forestière est un organisme qui résulte de la fusion, au 1er janvier 2012, de l'Institut géographique national (IGN) et de l'Inventaire forestier national (IFN)

ou possibles à la gestion forestière (espèces peu mobiles, espèces sensibles au tassement du sol ; cf. Gosselin *et al.*, 2009).

À l'intersection des taxons "à enjeu", des pressions pesant sur la forêt française et des états de la biodiversité, se trouvent les espèces associées au bois mort, dites saproxyliques : elles dépendent majoritairement de la forêt, représentent le quart des espèces forestières (soit plus de 10 000 espèces, dont une majorité de Champignons et de Coléoptères) et leurs habitats sont perturbés par la gestion. De plus, une proportion significative des espèces sont menacées d'extinction (Bouget, 2007). Dès 1988, le Conseil de l'Europe encourageait les gouvernements européens à utiliser prioritairement les organismes saproxyliques pour évaluer l'état de conservation des forêts².

Le statut actuel des organismes saproxyliques fait pourtant débat dans la communauté forestière : les niveaux de bois mort sont très probablement plus élevés aujourd'hui qu'il y a quelques décennies (notamment après les tempêtes de 1999), quoique toujours à des niveaux assez faibles en plaine. De fait, le pire est probablement derrière nous compte tenu de la surexploitation historique de la forêt qu'ont connue ces espèces du Moyen-âge jusqu'au 19^e siècle, lorsque le bois était la principale source d'énergie (Bartoli et Geny, 2005). Les goulets d'étranglement vécus par les populations d'organismes saproxyliques ont pu conduire à des assemblages aujourd'hui appauvris ou fragilisés qui doivent sans doute toujours être considérés comme vulnérables : l'existence de conditions antérieures plus défavorables pour ces espèces saproxyliques ne signifie pas que les conditions actuelles ou futures permettent leur survie, tant le phénomène d'extinction s'étale dans le temps (Caughley, 1994; Pimm, 2002 ; cf. aussi la notion de dette d'extinction développée ci-dessus). En raison du décalage de réponse de la biodiversité, l'état actuel de ces espèces ne signifie pas que les efforts de gestion

² Recommandation du Comité des ministres du Conseil de l'Europe R(88) 10 aux Etats membres (adoptée le 13 juin 1988) pour « la protection des organismes saproxyliques et de leurs biotopes ». <https://wcd.coe.int/com>.

en leur faveur soient inefficaces. Seul un double suivi pression/état dans le temps permettra d'en juger.

Il serait au final très utile que les suivis de taxons forestiers soient multi-spécifiques, comme les suivis existants mentionnés ci-dessus. On pourrait suivre l'abondance, la présence/absence et/ou la répartition de ces espèces – avec une préférence pour la première alternative, plus facile à relier à la gestion forestière. A la suite notamment de Gosselin et Dallari (2007), Gosselin et Gosselin (2008), Landmann et Gosselin (2009), et dans le cadre du critère 4 de gestion forestière durable, nous proposons au minimum d'ajouter aux suivis existants (Oiseaux notamment de Vigie-Nature et flore vasculaire de l'IGN/IFN), le suivi de taxons saproxyliques. On pourrait y ajouter :

- au sein du critère 4, un taxon à faible capacité de dispersion autre que la flore vasculaire – comme les mollusques suivis en Suisse ; cf. ci-dessous – en lien avec les problématiques des forêts anciennes et de la trame verte ;
- pour le critère 2 de gestion durable ("Maintien de la santé et de la vitalité des écosystèmes forestiers"), des groupes taxonomiques au rôle fonctionnel important – si leur lien avec le fonctionnement fournissait de meilleurs indicateurs de "la santé et la vitalité des écosystèmes forestiers".

3. Comment suivre la biodiversité ?

Une fois définis les objectifs du suivi et les parties de biodiversité ciblées, il reste à mettre en place le dispositif de suivi. Ce point nécessite une grande attention ; les modalités pratiques dépendent à la fois des espèces suivies et des objectifs du suivi. Parmi de nombreux critères de qualité, nous insistons ici sur quatre points relatifs au plan d'échantillonnage, à la répartition spatiotemporelle des collectes de données et à la récolte de données écologiques ou sylvicoles en parallèle des relevés de biodiversité.

3.1. Choix du plan d'échantillonnage

Le choix du plan d'échantillonnage est le parent pauvre de nombre de suivis de biodiversité. À titre d'exemple, les sites de suivi à long terme (LTER) – et parmi eux le suivi à long terme des forêts en Europe – n'ont souvent pas de plan d'échantillonnage explicite, ce qui pourrait poser des problèmes à l'avenir (Ferretti et Chiarucci 2003). La question est la même pour de nombreux suivis de biodiversité :

- ainsi, le Living Planet Index est marqué par des choix de populations ou d'espèces voire de sites qui peuvent être biaisés (Loh *et al.*, 2005).
- de même, le suivi nord-américain des oiseaux nicheurs se fait le long de routes ; or les bords de route ne sont pas forcément représentatifs de l'évolution des habitats dans tout le paysage (Buckland *et al.*, 2005; Keller & Scallan, 1999, Harris & Haskell, 2007).
- Le suivi français des oiseaux nicheurs (STOC) ne possède pas le biais du suivi nord-américain. Tout comme le suivi anglais équivalent (Freeman *et al.*, 2007), STOC avant 2001, il possédait un plan d'échantillonnage encore moins "représentatif", puisque durant cette période les lieux de prospection étaient choisis par les observateurs. Après 2001, des choix différents ont été faits des deux côtés de la Manche : côté britannique, les organisateurs ont utilisé un plan d'échantillonnage complètement aléatoire tandis qu'en France une partie seulement d'aléatoire a été introduite, puisque les lieux d'observation sont tirés au sort dans un rayon fixe autour du lieu de résidence des observateurs : le plan d'échantillonnage en résultant s'en trouve déséquilibré par la distribution des lieux de vie des observateurs STOC (Gosselin & Dallari 2007; cf. <http://vigienature.mnhn.fr/page/protocole>), avec par exemple, peu d'observations dans les départements des Landes et du Cher. Nos

collègues britanniques ont poussé la rigueur jusqu'à poursuivre les deux plans d'échantillonnage en parallèle pendant quelques années afin d'en tirer des enseignements Freeman *et al.* (2007) ont ainsi pu comparer les tendances temporelles des oiseaux anglais telles qu'évaluées avec l'ancien plan d'échantillonnage – non représentatif du territoire anglais – et le nouveau – représentatif, depuis 2001. Non seulement ils trouvent que les deux échantillonnages aboutissent à des tendances temporelles significativement différentes pour 10% des espèces, mais ils montrent que les corrélations entre les tendances temporelles sont souvent faibles – sans qu'on ait suffisamment de puissance statistique pour les qualifier de significativement différentes : ainsi, pour environ 55 % des espèces, les tendances temporelles d'abondance avaient un coefficient de corrélation de moins de 50% entre les deux échantillonnages.

On peut donc légitimement se poser des questions sur l'influence de nombreux plans d'échantillonnage sur les résultats du suivi de biodiversité. Quelles recommandations peut-on en déduire dans le cas de suivis de biodiversité pour évaluer la durabilité de la gestion forestière ? Plusieurs pistes sont envisageables. On peut en premier lieu imaginer un plan d'échantillonnage aléatoire ou systématique, stratifié ou non, à la manière de celui utilisé par l'IGN, mais pour toutes les forêts, qu'elles soient de production ou non. En Alberta (cf. ci-dessous), le choix a été fait de retenir une grille systématique, non stratifiée, au motif que les strates pouvaient changer dans le temps (Boutin *et al.*, 2009). Le Monitoring de la Biodiversité en Suisse (cf. ci-dessous) a choisi un échantillonnage systématique (Figure 1), en s'organisant de manière à ce que les points en forêt coïncident avec ceux de l'inventaire forestier national suisse (lui-même établi sur grille systématique). Si l'on s'oriente vers une utilisation des réserves intégrales comme témoins de l'évolution de la biodiversité en l'absence de gestion – cf. ci-dessus – il serait logique de stratifier l'échantillonnage en fonction de ces

réerves, *a priori* invariantes dans le temps, et peut-être de la distance à ces réserves. En l'absence de stratification, compte tenu de la faible emprise surfacique de ces réserves, un échantillon purement aléatoire ou systématique conduirait à un échantillonnage déséquilibré par rapport à l'objectif du suivi, avec de nombreux points d'inventaire hors réserve et très peu de points d'inventaires en réserve.

3.2 Répartition spatiotemporelle des relevés

Il faut ensuite choisir si les placettes sont revisitées de manière périodique – cas de placettes permanentes – ou si les placettes sont remplacées à chaque campagne. L'Alberta (cf. ci-dessous) a fait le choix de placettes permanentes mais aux positions exactes gardées secrètes pour ne pas influencer la gestion autour des points échantillonnés.

Faire des mesures fréquentes sur peu de sites ou faire des mesures moins fréquentes sur plus de sites ? Comme l'ont bien montré Rhodes et Jonzén (2011), c'est l'estimation des niveaux respectifs d'autocorrélation spatiale et temporelle qui permet de choisir entre ces deux stratégies.

3.3. Lien avec des variables environnementales

Enfin, 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 variables écologiques, notamment des variables liées à la gestion (cf. partie 2.3). Organiser d'un côté un suivi de la biodiversité et de l'autre un suivi des variables dendro-écologiques sans les lier explicitement expose là encore à des problèmes futurs, comme ceux rencontrés dans le cas de la chouette tachetée (Gosselin, 2009). Dans ce cas d'école, les deux ensembles de suivis étaient déconnectés : le premier sur la démographie de la chouette et le second sur l'évolution de son habitat supposé optimal, mais aucune passerelle n'était prévue pour analyser si la dynamique

de la population de chouette tachetée était bien liée à la quantité et la qualité de son habitat. Il serait fort utile d'éviter cet écueil en recueillant de manière coordonnée – et en fonction d'analyses futures – les informations sur la biodiversité et celles sur les variables dendro-écologiques au sein de systèmes de suivis Pression/État/Réponse équilibrés.

Ces points (échantillonnage stratifié ou non ; placettes permanentes ou non ; réplification spatiale vs réplification temporelle ; réflexion aux variables écologiques relevées en parallèle de la biodiversité) ne sont que quelques uns des aspects – mais probablement les principaux – à aborder pour mettre en place ou améliorer le suivi de la biodiversité en forêt (cf. aussi Yoccoz *et al.*, 2001). Plusieurs exemples développés ci-dessous nous semblent servir de base pertinente quant à la mise en place d'un réseau de suivi.

4. Exemples de suivis intégrant des indicateurs directs de biodiversité forestière

Même si les données de biodiversité forestière sont peu mobilisées dans le secteur forestier, des suivis de biodiversité forestière existent déjà en France et à l'étranger. Nous proposons dans la suite un panorama rapide de ces suivis.

Les suivis de biodiversité forestière apparaissent aussi bien dans des dispositifs de suivis généraux de biodiversité, multi-milieus (programme de suivi européen de la biodiversité (SEBI) ; de l'Agence Européenne de l'Environnement ; Observatoire National de la Biodiversité) que dans des dispositifs de suivis propres au secteur forestier.

Dans les exemples qui suivent, nous nous sommes limités aux suivis d'ampleur nationale ou internationale, de long terme (pas d'inventaires ponctuels), ayant pour objectif soit d'évaluer l'état et l'évolution de la biodiversité spécifique (dont la biodiversité forestière), soit d'évaluer l'impact de politiques publiques sur la biodiversité (dont les politiques forestières ou de conservation de la biodiversité), et utilisant des indicateurs directs de biodiversité forestière.

4.1 Données forestières au sein de suivis de biodiversité

Si certains pays envisagent des suivis de biodiversité à grande échelle (tous milieux et taxons confondus), la synthèse de Lee et al. (2005) note que la plupart des suivis de biodiversité à long terme à l'échelle nationale ont été développés à partir des inventaires forestiers, des inventaires cynégétiques, ou des suivis de la qualité de l'air ou de l'eau. Les techniques utilisées s'inspirent donc des placettes standards d'inventaires forestiers, des techniques de comptage de vertébrés (grands mammifères, oiseaux) ou des techniques d'analyse de la qualité de l'eau (indices biotiques). Mais de larges pans de la biodiversité ne sont pas couverts par ces méthodes, notamment dans le domaine forestier. Deux principales stratégies de collecte de données distinguent les pays qui mettent en place des suivis nationaux de biodiversité :

- Dans le premier cas, un service de coordination rassemble des observations plus ou moins disparates issues de plusieurs programmes séparés de suivis, en général un programme par groupe taxonomique (suivi des amphibiens, des oiseaux nicheurs, des gastéropodes...) ou par type de milieux (suivi des zones humides, des prairies sèches...). C'est le système le plus courant. En France, le programme Vigie Nature du Muséum National d'Histoire Naturel (MNHN) en est un exemple, au même titre que l'Observatoire National de la Biodiversité (ONB), le suivi national de biodiversité en Bulgarie (<http://monitoring.biodiversity.bg/english/>), ou le Hungarian Biodiversity Monitoring System (HBMS) en Hongrie (<http://www.termesztvedelem.hu/hbms>).
- Dans le deuxième cas, les observations sont réalisées par un service dédié, qui conçoit et met en place un système de suivi intégré, fondé sur un échantillonnage statistique adapté. Ce système commence à se développer.

Le choix entre ces deux types de systèmes doit prendre en compte de multiples paramètres : ceux des coûts (cf. ci-dessous, qui devraient à terme incorporer la qualité des données), des bénéfices (capacité à répondre aux demandes de la société, éventuellement nombre de publications), des risques (par exemple, stabilité du dispositif en cas de conflit entre parties prenantes) et de l'impact sur la société. Nous avons néanmoins privilégié la seconde stratégie car elle correspond le mieux aux préconisations théoriques de mise en place d'un suivi de biodiversité. Nous développerons donc uniquement deux exemples de suivis dédiés, en focalisant sur la biodiversité forestière : le Monitoring de la Biodiversité en Suisse (MBD) et le Suivi de la Biodiversité en Alberta (ABM).

4.1.1. Le Monitoring de la Biodiversité en Suisse (www.biodiversitymonitoring.ch)

Le Monitoring de la Biodiversité en Suisse (MBD) a été créé en 2001 sous la responsabilité de l'Office Fédéral de l'Environnement. C'est un programme de suivi non exclusivement forestier, qui produit une liste d'indicateurs structurée en trois catégories selon le système préconisé par l'OCDE (1994) pour la gestion d'écosystème soumis à des pressions anthropiques : ainsi, ils qualifient une pression sur l'écosystème (15 indicateurs), un état de l'écosystème (12 indicateurs) ou une réponse de la société aux pressions exercées (7 indicateurs).

La plupart des indicateurs sont calculés à partir de données externes, mais au moins trois indicateurs d'état, centraux, sont construits à partir de données collectées directement sur le terrain par le MBD : tous les 5 ans, le MBD recense la diversité de plantes, de papillons, d'oiseaux, d'escargots et de mousses sur un réseau d'échantillonnage systématique de placettes permanentes (géolocalisées et matérialisées sur le terrain au moyen d'une borne métallique). Ce réseau de mesure mis en place à l'échelle de toute la Suisse est constitué de deux sous-réseaux (Figure 1) :

- 395 – le premier (Figure 1a), destiné à évaluer la diversité des espèces dans les paysages, est
396 une grille systématique de 520 zones de 1km², régulièrement réparties, avec toutefois
397 une maille plus serrée dans le Jura et dans le Sud du pays. Sur ce réseau sont recensés
398 les oiseaux nicheurs, les papillons diurnes et les plantes vasculaires. Les espèces sont
399 inventoriées le long d'un transect qui parcourt chaque zone :
- 400 ○ Transect de 2,5 km pour les papillons et la flore. Les papillons sont recensés
401 sur 5 m de part et d'autre du transect (jusqu'à 7 passages par saison), les plantes
402 sur 2,5 m de part et d'autre du transect (2 passages par an).
 - 403 ○ Transect différent, de 3 à 5 km pour les oiseaux nicheurs (identifiés au chant et
404 à vue, 3 passages par an).
- 405 – le second (Figure 1b), destiné à évaluer la diversité spécifique des plantes vasculaires,
406 mousses et mollusques dans les habitats, compte 1600 placettes de 10m². La flore fait
407 l'objet de 2 passages par an (les mousses sont récoltées au printemps, en plus du relevé
408 de flore vasculaire; et identifiées en laboratoire). Pour les mollusques, des échantillons
409 de sol sont prélevés sur 8 points à l'aide d'une carotteuse normée, et envoyés au
410 laboratoire pour détermination.

411

412 Les données de relevés du MBD alimentent aussi en partie l'indicateur concernant la présence
413 en Suisse d'espèces menacées à l'échelle mondiale. Le MBD se concentre sur l'inventaire
414 d'espèces abondantes et répandues, chez lesquelles ont été constatées d'importantes
415 modifications au cours des dernières années, avec des espèces naguère fréquentes qu'on ne
416 trouve plus que rarement aujourd'hui. C'est en signalant de telles évolutions que le MBD
417 espère donner l'alarme suffisamment tôt et justifier des mesures, avant que les espèces ne
418 doivent être inscrites dans les listes rouges.

Le MBD s'organise de la façon suivante:

- Un bureau externe assure la coordination de l'ensemble du projet et organise la collecte annuelle des données. Ses compétences englobent la gestion des données et leur interprétation, le reporting et l'assurance qualité ;
- Les relevés sur le terrain concernant les indicateurs principaux des espèces répandues sont confiés à des spécialistes choisis suite à appel d'offre, pour une période de plusieurs années. La structure de coordination procède en outre à ses propres relevés pour les sites où le travail s'avère particulièrement complexe ;
- Les collectes de données sur les espèces rares sont réalisées par les institutions spécialistes des catégories concernées : le Centre suisse de cartographie de la faune (CSCF), le Centre du réseau suisse de floristique (CRSF), la Station ornithologique Suisse de Sempach, le Centre de coordination pour la protection des amphibiens et des reptiles de Suisse (KARCH) et la Société suisse de biologie de la faune (SSBF).

Le MBD coûte environ 2.5 millions d'euros par an hors taxes, soit 60€/km² rapporté à la surface totale du pays. Ce coût couvre pour l'essentiel des frais de personnel (Tableau 1).

L'exploitation des données du MBD a déjà fourni des résultats intéressants pour la biodiversité forestière. Ainsi, une étude sur un échantillon de placettes communes à l'Inventaire Forestier National et au MBD a montré que la densité spécifique des plantes vasculaires, mousses et mollusques ne peut être correctement évaluée que par suivi direct des espèces : il n'y a pas de relation fiable et univoque entre celle-ci et les attributs structuraux de la forêt (Bühler *et al.*, 2007).

4.1.2 Le Monitoring de la Biodiversité en Alberta (www.abmi.ca)

L'Alberta Biodiversity Monitoring Institute (ABMI) a été créé en 2003. Il s'agit d'un système intégré de suivi de la biodiversité des écosystèmes à l'échelle de la province (661 000 km²),

par collecte de données sur une maille systématique de 20x20km sur l'ensemble du territoire (1656 sites au total) :

- données de présence et abondance de taxons relevées au niveau "espèce" : plantes vasculaires, mousses, champignons, lichens, phytoplancton, oiseaux, mammifères, poissons, collemboles, rhopalocères, zooplancton, invertébrés benthiques.
- données structurelles : arbres vivants et arbres morts, bois mort à terre, sol, couvert végétal, litière, physicochimie de l'eau, caractéristiques de bassin versant, caractéristiques paysagères.

Au total, l'ABMI évalue l'état et l'évolution de 2000 espèces, 200 variables d'habitat (à l'échelle de la placette), 40 variables d'empreinte humaine (à l'échelle du paysage). Chaque année, 330 sites sont visités, et la province est couverte en 5 ans. L'échantillonnage pour la collecte des données est dimensionné de manière à avoir 90% de chances de détecter un changement de 3 % par an après 4 visites (1 visite tous les 5 ans). Les protocoles d'échantillonnage et de collecte sont téléchargeables sur le site de l'ABMI. Le budget annuel de l'ABMI est de 12 M\$ (environ 9 M€, soit 13.6€/km² ramené à la surface de la province), financé à 60% par le gouvernement, à 40 % par les utilisateurs du territoire (dont les secteurs énergétique et forestier).

Ce programme de suivi est piloté par une organisation indépendante non lucrative. Le bureau est composé de représentants du gouvernement, des différents secteurs, dont la forêt, d'organisation non gouvernementale et de scientifiques. Différents objectifs sont affichés :

- évaluation des changements de biodiversité à l'échelle du territoire de l'Alberta (Canada) ;
- fourniture d'informations fiables et objectives aux gestionnaires de ressources naturelles ;

- évaluation de l'efficacité des politiques de gestion durable, notamment de la gestion forestière durable (Stadt *et al.*, 2006) ;
- analyse des relations possibles (corrélations) avec des facteurs potentiellement explicatifs.

4.2. Volet biodiversité des inventaires forestiers nationaux

Le récent ouvrage de Tomppo *et al.* (2010) synthétise les utilisations des inventaires forestiers nationaux pour répondre aux demandes internationales de rapportage, tant pour l'état des ressources forestières (biomasse, produits non ligneux) que pour le stockage de carbone ou la biodiversité.

Sur les 37 pays analysés, tous destinent prioritairement leur inventaire à évaluer la ressource forestière, mais 27 affichent tout de même l'utilisation des données pour le rapportage sur la biodiversité (national ou requis par les engagements internationaux : critère 4 du processus MCPFE, CDB, rapports FAO), avec prise de données spécifiques pour cela (hormis Chypre), tableau 2). Il s'agit le plus souvent de données structurelles, pour des indicateurs indirects tels le volume du bois mort ou la structure verticale du peuplement. La prise de données directes (relevés au niveau espèce) pour fournir des indicateurs d'abondance de population est plus rare. En effet, seulement 18 pays (sur 27) dédient des relevés spécifiques (présence ou l'abondance de taxons ou de groupes taxonomiques) à l'évaluation de la biodiversité. De plus, parmi ces 18 pays, 16 relèvent des données au niveau espèce pour des groupes taxonomiques donnés (en plus des ligneux classiquement recensés par les inventaires), mais avec des restrictions :

- données sur une liste limitée d'espèces et non sur un groupe entier : cas de l'Allemagne (8 plantes vasculaires fréquentes) ; Espagne (sélection de lichens épiphytes) ; Norvège (une seule espèce de plante vasculaire) ; Suisse (11 champignons saproxyliques) ;

- données directes au niveau espèce ne concernant que le groupe des plantes vasculaires (moitié des cas) ;
- données sur des groupes à enjeux au niveau espèce plus rare : lichens épiphytes (6 pays), bryophytes (2), champignons (2). Pour les bryophytes et les champignons, les relevés se limitent parfois à certains groupes écologiques : bryophytes terricoles (France) ou champignons saproxyliques (Suisse).

Dans plusieurs cas, les données biotiques sont prélevées à des niveaux moins fins que l'espèce : e.g. couvert, toutes espèces confondues, des mousses, des lichens, des herbacées ou des ligneux. Pour les lichens épiphytes, les données consistent fréquemment en l'estimation du couvert de trois groupes morphologiques : lichens fruticuleux, foliacés ou crustacés (Espagne, Irlande). Les espèces ne sont parfois déterminées qu'au genre : cas des champignons saproxyliques du genre polypore en Estonie, ou des lichens des genres *Usnea*, *Bryoria* et *Alectoria* en Suède.

Conclusion

Au terme de cet article, nous plaillons pour un enrichissement des indicateurs de gestion forestière durable par des données de biodiversité multi-espèces. Ces données rempliraient des rôles variés :

- enrichir et préciser les indicateurs de pression et de réponse, en permettant des analyses du lien entre pressions, état et réponse, ainsi que des analyses d'impacts décalés dans le temps des pressions et réponse sur les états de biodiversité ;
- fournir de nouveaux indicateurs de gestion durable des forêts, comme un indicateur comparant la dynamique de la biodiversité en forêt exploitée et en forêts non exploitée ;
- donner des éléments de comparaison sur la dynamique de la biodiversité en forêt par rapport à d'autres milieux ou en France par rapport à d'autres pays.

Nous avons présenté l'intérêt de suivis directs de biodiversité forestière dans le cadre du système national d'évaluation de la durabilité de la gestion forestière. Les suivis d'état de biodiversité en forêt seraient aussi fort utiles pour répondre à d'autres objectifs, comme par exemple 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 sénescence ; Office national des forêts, 2009) ou encore pour suivre l'impact sur la biodiversité des unités de cogénération issue de biomasse forestière.

Il nous semble utile de préciser que l'échelle d'application de ces suivis est une large échelle (biogéographique, nationale ou européenne) plutôt qu'une 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. Il faudrait pour cela des outils spécifiques pour interpréter les données d'un très petit nombre de relevés, outils qui n'existent pas ou peu à l'heure actuelle.

Au final, que proposer concrètement pour faire évoluer le dispositif actuel ?

En premier lieu, nous avons milité pour utiliser les dispositifs existants (notamment Vigie Nature et IGN/IFN), modulo (i) une adaptation de ces dispositifs pour prendre en compte les points méthodologiques ci-dessus, de façon à ce qu'ils permettent de répondre aux questions de la société et (ii) un complément taxonomique par l'ajout d'au moins un groupe saproxylique.

Bien entendu, la question du coût d'un tel suivi (et de sa prise en charge) est à prendre en compte. Les exemples évoqués dans cet article montrent que ce coût n'est pas négligeable et peut varier de 2.5 millions d'euros par an pour la Suisse à près de 9 millions par an pour l'Alberta. Bien entendu, l'échantillonnage de même que le nombre de données taxonomiques et environnementales relevées influencent fortement ce coût. Par ailleurs, la nature des intervenants est également à prendre en compte : Levrel et al. (2010), analysant le programme

Vigie Nature coordonné par le MNHN, estiment que le coût annuel d'un suivi rémunéré, en lieu et place du dispositif actuel basé sur le bénévolat, pourrait atteindre plus d'un million d'euros en cas de prise en charge des salaires par la puissance publique, ce qui les rapprocheraient des coûts évoqués ci-dessus – en prenant en compte le nombre de sites échantillonnés et la quantité de travail nécessaire pour suivre les groupes taxonomiques choisis. Ce million d'euro est lui-même à comparer au coût actuel de 0.3 millions d'euros de Vigie Nature – fondé sur une implication forte de naturalistes bénévoles.

Sur cette question des coûts, nous avons calculé sur la base des estimations de Levrel et al. (2010) et des éléments fournis par Gosselin et Dallari (2007) le coût supplémentaire pour la puissance publique d'un scénario d'extension de suivis de biodiversité de complémentarité des suivis existants (Vigie Nature et IGN/IFN) par un suivi professionnel de Coléoptères Saproxyliques sur moitié moins de sites que le STOC accompagné du doublement des frais de structure pour l'animation. Nous estimons sur la base de Gosselin et Dallari (2007) qu'une placette pour l'échantillonnage des Coléoptères Saproxyliques coûte neuf fois plus cher qu'une placette pour l'échantillonnage des Oiseaux, et nous prenons dans Levrel et al. (2010) l'option de la professionnalisation via des fonctionnaires – solution moins chère qu'avec des bureaux d'étude. Cela nous amène à un coût annuel supplémentaire de 786 000 €. Ces chiffres sont des ordres de grandeur et, comme nous l'avons déjà mentionné, le choix de mettre en place de tels suivis est un choix politique devant prendre en compte de multiples critères et pas uniquement celui des coûts. L'articulation entre suivi bénévole et suivi professionnel doit être prise en compte dans ce choix. Il serait utile dans l'avenir que grâce à la volonté de la puissance publique ces réflexions soient menées à leur terme et fassent l'objet d'une première mise en place – peut-être sous forme d'étude préalable, notamment pour estimer les autocorrélations spatiales et temporelles des données et rendre plus optimal le plan d'échantillonnage initiale (e.g. Rhodes et Jonzén, 2011).

Remerciements :

Nous remercions J.-M. Gardaz (Office National de l'Environnement Suisse) pour la fourniture des cartographies du MBD Suisse. Cet article est le fruit d'un travail effectué dans le cadre d'une expertise (Landmann *et al.*, 2009) et de trois conventions de recherche gérées par le GIP Ecofor et financées par le Ministère en charge du Développement Durable et de l'Environnement (Convention de Recherche Ecofor – Cemagref ECOFOR n° 2007-3 ; projet GNB du programme "Biodiversité, Gestion Forestière et Politiques Publiques" (BGF), convention 10-MBGD-BGF-1-CVS-092, n°CHORUS 2100 214 651), ou par les deux Ministères en charge de l'Environnement et de l'Agriculture (Projet Biomadi, Convention MEDDTL-MAAPRAT-Ecofor n°E37/08). Nous remercions deux relecteurs anonymes pour leurs remarques qui nous ont aidé à améliorer cet article.

Références :

- Bartoli (M.), Geny (B.). - Il était une fois... le bois mort dans les forêts françaises - *Revue Forestière Française*, vol. 57, n°5, 2005, pp. 443-456.
- Bouget (C.) - Enjeux du bois mort pour la conservation de la biodiversité et la gestion des forêts - *Rendez-vous Techniques*, n°16, 2007, pp. 55-59.
- Boutin (S.), Haughland (D.), Schieck (J.), Herbers (J.) et Bayne (E.) -A new approach to forest biodiversity monitoring in Canada - *Forest Ecology and Management*, 258, Supplement 1, 2009, pp. S168-S175.
- Buckland (S.T.), Magurran (A.E.), Green (R.E.) et Fewster (R.M.) - Monitoring change in biodiversity through composite indices - *Philosophical Transactions of the Royal Society B-biological Sciences*, vol. 360, n°1454, 2005, pp. 243-254.
- Bühler (C.), Brändli (U.) et Zangger (A.) - Does forest structure indicate biodiversity ?, in anonymous (Eds), *Monitoring the effectiveness of nature conservation*, 2007, http://www.lfi.ch/publikationen/publ/poster_biodiversity.pdf.

- 598 Butchart (S.H.), Walpole (M.), Collen (B.), Van Strien (A.), Scharlemann (J.P.), Almond
 599 (R.E.), Baillie (J.E.), Bomhard (B.), Brown (C.), Bruno (J.), Carpenter (K.E.), Carr
 600 (G.M.), Chanson (J.), Chenery (A.M.), Csirke (J.), Davidson (N.C.) et Dentener - Global
 601 biodiversity: Indicators of recent declines - *Science*, vol. 328, n°5982, 2010, pp. 1164-
 602 1168.
- 603 Caughley (G.) – Directions in conservation biology - *Journal of Animal Ecology*, vol. 63, n°2,
 604 1994, pp. 215-244.
- 605 Cordonnier (T.), Gosselin (F.), Bouget (C.), Brézard (J.M.) et Allain (R.) - Gestion adaptative
 606 ou gestion expérimentale du bois mort, des vieux arbres et des arbres à cavités: exercice
 607 de prospective - *RenDez-Vous techniques*, n°25-26, 2009, pp. 34-37.
- 608 Cordonnier (T.) et Gosselin (F.) - La gestion forestière adaptative: intégrer l'acquisition de
 609 connaissances parmi les objectifs de gestion - *Revue Forestière Française*, vol. 61, n°2,
 610 2009, pp. 131-144.
- 611 Ferretti (M.) et Chiarucci (A.) - Design concepts adopted in long-term forest monitoring
 612 programs in Europe - problems for the future? - *Science of the Total Environment*, vol.
 613 310, n°1-3, 2003, pp. 171-178.
- 614 Freeman (S.N.), Noble (D.G.), Newson (S.E.) et Baillie (S.R.) - Modelling population
 615 changes using data from different surveys: The Common Birds Census and the Breeding
 616 Bird Survey - *Bird Study*, vol. 54, n°1, 2007, pp. 61-72.
- 617 Gosselin (F.), Bouget (C.), Gosselin (M.), Chauvin (C.) et Landmann (G.) - L'état et les
 618 enjeux de biodiversité forestière en France - in Landmann (G.), Gosselin (F.) et
 619 Bonhême (I.) (Eds), *Bio2 - Biomasse et Biodiversité Forestière - Augmentation de*
 620 *l'utilisation de la biomasse forestière: implications pour la biodiversité et les ressources*
 621 *naturelles*, Paris, GIP Ecofor, MEEDM, 2009, pp. 63-69.

- Gosselin (F.) et Dallari (R.) - *Des suivis "taxonomiques" de biodiversité en forêt. Pourquoi? Quoi? Comment?*- Nogent sur Vernisson, Cemagref, 2007, 119p.
- Gosselin (F.) et Gosselin (M.) - Pour une amélioration des indicateurs et suivis de biodiversité forestière - *Ingénieries-EAT*, n°55-56, 2008, pp. 113-120.
- Gosselin (F.), Paillet (Y.), Hirbec (P.) et Debaive (N.) - La fréquence des micro-habitats sur les arbres est-elle vraiment liée au mode de gestion? - *Espaces Naturels*, n°36, 2011, pp. 28-28.
- Gosselin (F.) - Management on the basis of the best scientific data or integration of ecological research within management? Lessons learned from the northern spotted owl saga on the connection between research and management in conservation biology - *Biodiversity and Conservation*, vol.18, n°4, 2009, pp. 777-793.
- Hamza (N.), Boureau (J.G.), Cluzeau (C.), Dupouey (J.L.), Gosselin (F.), Gosselin (M.), Julliard (R.) et Vallauri (D.) - *Evaluation des indicateurs nationaux de biodiversité forestière*, Nogent-sur-Vernisson, France, Inventaire Forestier National, 2007, 133p.
- Harris (J.B.) et Haskell (D.G.) - Land Cover Sampling Biases Associated with Roadside Bird Surveys – *Avian Conservation and Ecology*, vol. 2, n°2, 2007, 19p.
- Keller (C.M.) et Scallan (J.T.) - Potential roadside biases due to habitat changes along breeding bird survey routes - *Condor*, vol. 101, n°1, 1999, pp. 50-57.
- Landmann (G.), Gosselin (F.) et Bonhême (I.) (Eds) - *Bio2, Biomasse et Biodiversité forestières. Augmentation de l'utilisation de la biomasse forestière : implications pour la biodiversité et les ressources naturelles*, Paris, MEEDDM-Ecofor, 2009, 210 p.
- Landmann (G.) et Gosselin (F.) - Utilisation de la biomasse forestière, biodiversité et ressources naturelles: synthèse et pistes d'approfondissement - *in* Landmann (G.), Gosselin (F.) et Bonhême (I.) (Eds) *Bio2 - Biomasse et Biodiversité Forestière* -

Augmentation de l'utilisation de la biomasse forestière: implications pour la biodiversité et les ressources naturelles, Paris, GIP Ecofor, MEEDM, 2009, pp. 177-191.

Lee (W.), McGlone (M.) et Wright (E.) *Biodiversity Inventory and Monitoring: A review of national and international systems and a proposed framework for future biodiversity monitoring by the Department of Conservation*, New Zealand, Landcare Research Contract Report LC0405/122, 2005, 218 p.

Levrel (H.), Loïs (G.) et Couvet (D.) - Indicateurs de biodiversité pour les forêts françaises. État des lieux et perspectives - *Revue Forestière Française*, vol. 59, n°1, 2007, pp. 45-56.

Levrel (H.), Fontaine (B.), Henry (P.Y.), Jiguet (F.), Julliard (R.), Kerbiriou (C.) et Couvet (D.) - Balancing state and volunteer investment in biodiversity monitoring for the implementation of CBD indicators: A French example – *Ecological Economics*, vol. 69, n°7, 2010, pp. 1580-1586.

Loh (J.), Green (R.E.), Ricketts (T.), Lamoreux (J.), Jenkins (M.), Kapos (V.) et Randers (J.) - The Living Planet Index: using species population time series to track trends in biodiversity - *Philosophical Transactions of the Royal Society B-biological Sciences*, vol. 360, n°1454, 2005, pp. 289-295.

Office national des forêts - *Instruction 09-T-71 sur la conservation de la biodiversité dans la gestion courante des forêts publiques*, Paris, Office national des forêts, 2009, 11p.

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

Rhodes (J.R.) et Jonzén (N.) - Monitoring temporal trends in spatially structured populations: how should sampling effort be allocated between space and time? - *Ecography*, 2011, vol. 34, n°6, pp. 1040-1048.

- 670 Tilman (D.), May (R.M.), Lehman (C.L.) et Nowak (M.A.) - Habitat destruction and the
671 extinction debt - *Nature*, vol. 371, 1994, pp. 65-66.
- 672 Tomppo (E.), Gschwantner (T.), Lawrence (M.) et McRoberts (R.) (Eds) - *National Forest*
673 *Inventories : pathways for common reporting* - Springer, 2010, 612 p.
- 674 Vuidot (A.), Paillet (Y.), Archaux (F.) et Gosselin (F.) - Influence of tree characteristics and
675 forest management on tree microhabitats in France - *Biological Conservation*, vol. 144,
676 n°1, 2011, p. 441-450.
- 677 Yoccoz (N.G.), Nichols (J.D.) et Boulinier (T.) - Monitoring of biological diversity in space
678 and time - *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 16, n°8, 2001, p. 446-453.
- 679

Tables et figures

Tableau 1 : Estimation du coût total annuel du Monitoring de la Biodiversité en Suisse (Euros, hors TVA)

Collecte des données	Coût (€)
Indicateurs Z7 (diversité des espèces dans les paysages) et Z9 (diversité des espèces dans les habitats)	1 700 000
Indicateurs Z3 (diversité des espèces en Suisse et dans les régions) et Z4 (présence en Suisse d'espèces menacées à l'échelle mondiale)	32 000
Autres indicateurs	40 000
Structure de coordination	
Personnel, dépense de matériel	567 000
Contrôle de qualité	162 000
Total annuel	2 503 000

686 **Tableau 2:** Prise de données dédiées au reporting biodiversité dans les Inventaires Forestiers
687 nationaux de 36 pays. Sources : compilation de données issues de Tomppo et al., 2010

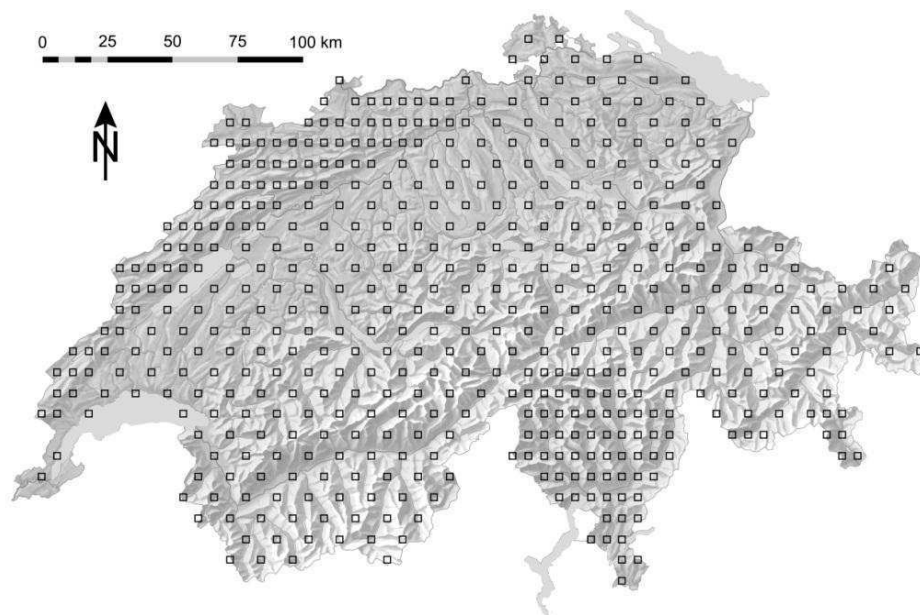
Pays (ancienneté de l'inventaire)	Utilisation pour le reporting sur l'état de la biodiversité – Année	Relevé de données au niveau espèce				Relevés à d'autres niveaux taxonomiques
		Arbres	Ligneux bas	Plantes vasculaires	Autres	
Allemagne (1986)		oui		non	Couvert de 8 plantes vasculaires fréquentes	Couvert des lichens, mousses, herbacées, buissons
Autriche (1952)	oui	oui	oui	non		
Belgique (Wallonie)	oui -1994	oui	oui	oui (depuis 1997)		
Brésil (en cours)						nombre d'espèces forestières ; biomasse de végétation arbustive et herbacée ; biomasse de bryophytes
Canada (1997)	non	oui	non	non		
Chine (1973)	oui - 2004					
Chypre	oui – 1995					
Corée (1972)	projet					
Croatie (2005)	oui 2005					
Danemark (1989)	oui – 2003					
Espagne (1965)	oui – 2005	oui	oui	oui	ligneux menacés ; sélection d'espèces de lichens épiphytes	lichens épiphytes (relevés en présence, par type biologique : lichens à thalles fruticuleux, foliacé ou crustacé) ; couvert herbacé ; traces d'animaux Groupe de lichens : Usnea spp., Polyporus spp. ; Cavités, indices de présence de pics, de Cérambicidés.
Estonie (1999)	oui – 2003	oui	oui	non		
Etats-Unis d'Amérique (1928)	oui	oui	oui	oui	lichens épiphytes	
Finlande (1921)	oui – 1951	oui		oui (depuis 1951)		
France (1958)	oui – 1995	oui	oui	oui	bryophytes terricoles	
Grande-Bretagne (1924)	oui – 2007					
Grèce (1963)	Non					
Hongrie (<1935)	oui					
Irlande (2007)	oui – 2007	oui	oui	oui		Couvert par type biologique de lichens (3 types : lichens à thalles fruticuleux, foliacés ou crustacés) ; couverts herbacé, mousses, fougères, ligneux, semi-ligneux
Islande (2001)	oui – 2001				présence et abondance de lichens sur arbres vivants ; Présence et abondance de 8 plantes vasculaires du sous-bois	présence et abondance de lichens épiphytes
Italie (1983)	oui					
Japon (1951)	Non précisé	oui	oui	oui		
Lettonie (2004)	Non					

Pays (ancienneté de l'inventaire)	Utilisation pour le reporting sur l'état de la biodiversité – Année	Relevé de données au niveau espèce				Relevés à d'autres niveaux taxonomiques
		Arbres	Ligneux bas	Plantes vasculaires	Autres	
Lithuanie (1998)	oui – 2008	oui	oui	non		
Luxembourg (1999)	oui – 1999					
Norvège (1919)	oui – 1994	oui	oui (depuis 1991)	non	Couvert de myrtilliers (<i>Vaccinium myrtillus</i> L.), depuis 1994	
Nouvelle-Zélande (1946-1955, et un en cours)	Non					
Pays-Bas	oui – 1998					
Pologne	Non précisé					
Portugal	oui – 1990	oui (protocole spécial pour évaluer la richesse en essences du sous-bois)	oui	non		présence de lichens et de mousses NFI 1990
République slovaque	oui – 2004	oui	oui	oui	bryophytes, lichens, champignons, espèces phares, espèces introduites, espèces en liste rouge	
République tchèque	Non	oui	oui	oui	lichens	couvert par strates (herbacées, lichens, fougères, ligneux bas)
Roumanie	oui – 2006	oui	oui	oui		
Russie	oui – 2007	oui	oui	oui		
Slovénie	oui – 2007					
Suède	oui - 1993	oui	oui	oui		Association phytosociologique ; lichens épiphytes (relevés en présence et longueur maximale de thalle, par groupe. 3 groupes : <i>Alectoria sarmentosa</i> , <i>Usnea</i> spp., <i>Bryoria</i> spp)
Suisse	oui	oui	oui	non	lichens, sélection de 11 champignons saproxyliques ³	Biomasse épigée et hypogée

Figure 1 : Cartographies des mailles de relevés du système de monitoring de la biodiversité en Suisse (MBD)

³ En fait, 9 espèces : *Schizophyllum commune*, *Trametes hirsuta*, *Fomes fomentarius*, *Fomitopsis pinicola*, *Ganoderma lipsiense*, *Laetiporus sulfureus*, *Trametes gibbosa*, *Trametes versicolor*, *Gloeophyllum odoratum*, 1 genre : *Phellinus* sp., et un groupe d'espèces : *Polyporus brumalis*, *P. ciliatus*, *P. varius*,

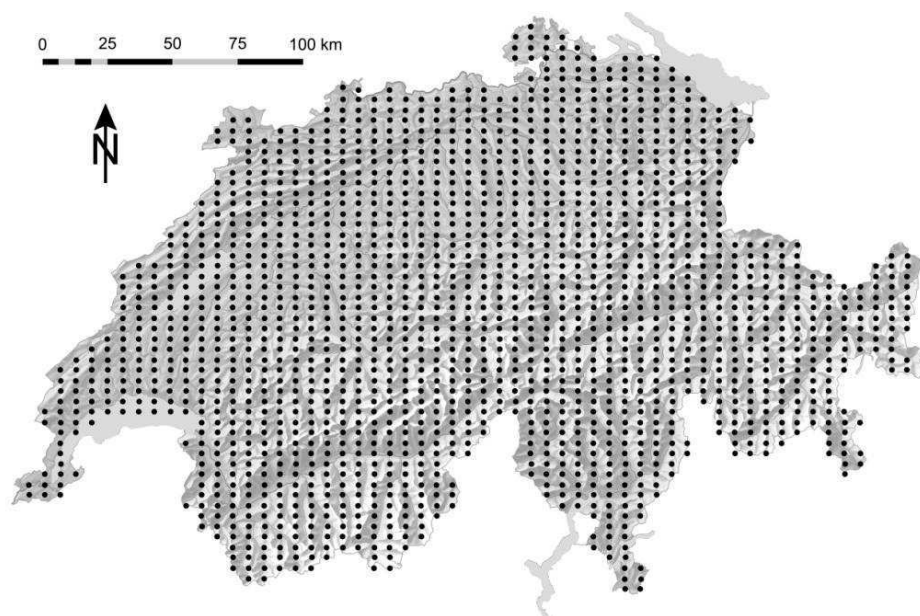
693 1a : Maille utilisée pour les relevés d'oiseaux nicheurs, de papillons diurnes et de plantes
 694 vasculaires



695

704

705 1b : Maille utilisée pour les relevés de plantes vasculaires, mousses et mollusques



706