

Suivis nationaux de biodiversité en forêt en France : une lecture au travers des Variables Essentielles de Biodiversité

Paillet Y.

DIRECTEUR DE LA PUBLICATION : Bruno David,
Président du Muséum national d'Histoire naturelle

RÉDACTEUR EN CHEF / EDITOR-IN-CHIEF : Jean-Philippe Siblet

ASSISTANTS DE RÉDACTION / ASSISTANT EDITORS : Sarah Figuet (naturae@mnhn.fr)

MISE EN PAGE / PAGE LAYOUT : Sarah Figuet

COMITÉ SCIENTIFIQUE / SCIENTIFIC BOARD :

Luc Abbadie (UPMC, Paris)
Luc Barbier (Parc naturel régional des caps et marais d'Opale, Colembert)
Aurélien Besnard (CEFE, Montpellier)
Vincent Boulet (Expert indépendant flore/végétation, Frugières-le-Pin)
Hervé Brustel (École d'ingénieurs de Purpan, Toulouse)
Audrey Coreau (AgroParis Tech, Paris)
Bernard Deceuninck (LPO, Rochefort)
Thierry Dutoit (UMR CNRS IMBE, Avignon)
Éric Feunteun (MNHN, Dinard)
Grégoire Gautier (Parc national des Cévennes, Florac)
Olivier Gilg (Réserves naturelles de France, Dijon)
Frédéric Gosselin (Irstea, Nogent sur Vernisson)
Frédéric Hendoux (MNHN, Paris)
Xavier Houard (OPIE, Guyancourt)
Isabelle Leviol (MNHN, Paris)
Francis Meunier (Conservatoire d'espaces naturels – Picardie, Amiens)
Serge Muller (MNHN, Paris)
Francis Olivereau (DREAL Centre, Orléans)
Laurent Poncet (MNHN, Paris)
Nicolas Poulet (ONEMA, Toulouse)
Jean-Philippe Siblet (MNHN, Paris)
Laurent Tillon (ONF, Paris)
Julien Touroult (MNHN, Paris)

Naturae est une revue publiée par les Publications scientifiques du Muséum, Paris
Naturae is a journal published by the Museum Science Press, Paris

Naturae est distribuée en Open Access sur le site web des Publications scientifiques du Muséum :
<http://www.revue-naturae.fr>

Les Publications scientifiques du Muséum publient aussi :
The Museum Science Press also publish:

European Journal of Taxonomy
Revue électronique / *Electronic journal* – <http://www.europeanjournaloftaxonomy.eu>

Adansonia
Abonnement / *Subscription* 2017: Institutions / *Institutions*: 71,09 €; Particuliers / *Individuals*: 35,55 €

Anthropozoologica
Abonnement / *Subscription* 2017: Institutions / *Institutions*: 52,13 €; Particuliers / *Individuals*: 26,07 €

Geodiversitas
Abonnement / *Subscription* 2017: Institutions / *Institutions*: 146,91 €; Particuliers / *Individuals*: 73,46 €

Zoosystema
Abonnement / *Subscription* 2017: Institutions / *Institutions*: 146,91 €; Particuliers / *Individuals*: 73,46 €

Suivis nationaux de biodiversité en forêt en France : une lecture au travers des Variables Essentielles de Biodiversité

Yoan PAILLET

Irstea, Unité de recherche EFNO
Domaine des Barres, F-45290 Nogent sur Vernisson (France)
yoan.paillet@irstea.fr

Publié le 19 avril 2017

Paillet Y. 2017. — Suivis nationaux de biodiversité en forêt en France : une lecture au travers des Variables Essentielles de Biodiversité. *Naturae* 6: 1-11.

RÉSUMÉ

Sur la base d'une enquête nationale, nous avons analysé douze réseaux de suivi forestier et/ou de biodiversité en France métropolitaine en utilisant le cadre conceptuel des Variables Essentielles de Biodiversité (EBV). De manière évidente, les stratégies d'échantillonnage adoptées par chaque réseau identifié correspondent à leurs objectifs propres. Seul l'inventaire forestier national est véritablement représentatif de la forêt française. L'emprise taxonomique de chaque réseau est souvent limitée à un seul taxon, la plupart relevant tout ou partie de la flore vasculaire (notamment les essences d'arbres et arbustes) et peu relèvent d'autres groupes taxonomiques (e.g. lichens, micro- et macrofaune du sol). L'analyse au travers des EBV révèle que la diversité génétique est la moins bien couverte. Les autres composantes de biodiversité sont mieux représentées, notamment celles à l'échelle de la communauté et dans une moindre mesure, les traits des espèces. Par ailleurs, les réseaux qui disposent de données dendrométriques permettent de dériver plus de 40 % d'EBV, notamment l'inventaire forestier national, mais ces résultats sont à relativiser par rapport aux précédentes analyses. En effet, si les réseaux intégrant des mesures dendrométriques sont performants, ils ne permettent logiquement de dériver que des variables pour les taxons échantillonnés (arbres et parfois la flore au sol). En perspective, nous présentons deux réseaux à l'étranger dont l'approche nous paraît assez exemplaire. Des éléments de comparaison de coûts sont également abordés et des pistes de réflexion autour de la mise en place d'un suivi national de la biodiversité forestière sont émises.

MOTS CLÉS
surveillance,
approche
multitaxonomique,
analyse des lacunes,
forêt.

ABSTRACT

Forest biodiversity monitoring networks in France: an analysis using Essential Biodiversity Variables.
Based on a national review, we analysed twelve forest and biodiversity monitoring networks in metropolitan France using the conceptual framework of the Essential Biodiversity Variables (EBV). Quite evidently, sampling strategies adopted by each network correspond to its aims and objectives. The national forest inventory is the only network analysed representative of French forests. A given network often covers only one taxon (notably tree and shrub species) and more marginally other taxonomic groups (including lichens, soil micro and macrofauna). The EBV analysis reveals that genetic diversity is the less covered component. The other biodiversity components are better represented, notably community-scale components and to a lesser extent, species traits. Networks sampling dendrometric data allow to derive more than 40 % of EBVs, notably the national forest inventory, but these results should be put in perspective. Indeed, if forest inventories are efficient regarding EBVs, it is only (and mainly) for the sampled taxa, i.e., trees and, more marginally, ground vascular plants. We also present two exemplary biodiversity monitoring networks issued of foreign experience. We also discuss elements of cost and perspectives concerning forest biodiversity monitoring in France.

KEY WORDS
monitoring,
multitaxonomic
approach,
gap analysis,
forest.

INTRODUCTION

La mise en œuvre de suivi de biodiversité à large échelle est un sujet documenté dans la littérature scientifique depuis les années 1990 (e.g. Yoccoz *et al.* 2001 ; Nichols & Williams 2006 ; Lindenmayer & Likens 2010 et les références citées dans ces articles). Face au constat d'impuissance à enrayer la perte de biodiversité au niveau global (Butchart *et al.* 2010 ; Tittensor *et al.* 2014) et, entre autres, à atteindre les objectifs dits « biodiversité 2010 » (Walpole *et al.* 2009), ce besoin de suivi est toujours plus prégnant et a suscité des initiatives internationales, notamment sous les auspices du groupe d'observation de la Terre GEO, en particulier l'initiative GEOBON (Scholes *et al.* 2008, 2012). De cette dernière a émergé le cadre des Variables Essentielles de Biodiversité (EBV, Pereira *et al.* 2013) qui a pour but de structurer le recueil de données de biodiversité à l'échelle internationale afin de mieux suivre toutes ses composantes. Malgré la valeur incontestable de ces efforts de structuration, les facteurs explicatifs des dynamiques observées ont souvent été identifiés à des échelles très larges, basés sur des données paysagères (e.g. occupation du sol) ou des modèles climatiques (Jiguet *et al.* 2012), alors que des données plus précises de gestion sont rarement prises en compte (voir également le récent rapport de la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité 2016).

En forêt, les suivis de biodiversité pâtissent des mêmes manques que les approches globales. Ils bénéficient cependant de l'apport des Inventaires Forestiers Nationaux (IFN, au sens large), sur lesquels de nombreux dispositifs de recueil de données de biodiversité sont fondés (Lee *et al.* 2005). Une des limites de cette approche est que, malgré les qualités statistiques des inventaires forestiers pour l'évaluation de la ressource, la majorité des données de biodiversité qui en découlent, bien que décrivant assez bien la structure des écosystèmes, sont de nature indirecte (« proxys » ou grandeurs de substitution dérivées de la structure forestière notamment) et ne permettent pas de suivre précisément l'état et la dynamique de la biodiversité forestière sur une large gamme taxonomique (Levrel *et al.* 2007 ; Gosselin & Gosselin 2008 ; Landmann *et al.* 2009 ; Gosselin *et al.* 2012). À titre d'exemple, le volume de bois mort est utilisé comme indicateur (proxy) de biodiversité, la plupart du temps pour représenter la diversité en espèces saproxyliques comme certains Champignons, Mousses, Coléoptères, etc., mais n'en décrit que partiellement les variations et de manière différente en fonction du contexte (e.g. Lassauce *et al.* 2011). Ainsi, si les suivis forestiers sont bien développés aux niveaux européen et nationaux (inventaires forestiers nationaux, maille systématique 16 x 16 km, programme ICP forests, etc.), ils n'intègrent qu'une petite part de la biodiversité forestière, le plus souvent limitée à la flore vasculaire ou à des morphotypes de certains groupes (Gosselin *et al.* 2008 ; Tomppo *et al.* 2010 ; Gosselin & Paillet 2011). En particulier, un certain nombre de taxons à enjeux pour la gestion forestière (i.e., potentiellement sensibles à l'exploitation du bois) font rarement l'objet du suivi à grande échelle : Mousses, Lichens, Champignons lignicoles, Coléoptères saproxyliques, Syrphes, etc. (Gosselin *et al.* 2012 ; Paillet *et al.* 2013).

Dans ce contexte, nous avons cherché à faire un état des lieux des réseaux de suivi forestier et/ou de biodiversité en France, et à l'analyser sur la base du cadre des Variables Essentielles de Biodiversité. Ce travail vient compléter les réflexions qui ont alimenté l'expertise Biomadi (<http://biomadi.gip-eco-for.org>, dernière consultation le 13 mars 2017) et le recueil d'expériences étrangères en matière de suivi de biodiversité (Gosselin & Paillet 2011 ; Gosselin *et al.* 2012). Dans la suite du texte, nous entendons par « réseau de suivi » à la fois des dispositifs d'inventaire – qui ont pour but d'estimer une (des) caractéristique(s) d'une population cible par échantillonnage statistique sur la base d'un protocole répétable – et de suivi au sens strict – qui ont pour but d'observer l'évolution d'une caractéristique donnée par échantillonnage statistique répété dans le temps. Les caractéristiques ciblées ici sont en l'occurrence de métriques de biodiversité (e.g. abondance, richesse, composition).

MATÉRIEL ET MÉTHODES

CRITÈRES DE SÉLECTION DES RÉSEAUX

Plutôt qu'une tentative d'inventaire exhaustif des réseaux de suivi de la biodiversité au niveau national (par essence vaine), nous avons procédé à un ciblage *a priori* avec dans l'idée d'identifier et d'analyser ceux sur lesquels pourraient être construits un ou des dispositifs de suivi de la biodiversité forestière. La sélection repose donc sur les critères suivants :

- composante forestière : elle doit être significative et/ou majoritaire sur le réseau concerné : le réseau bénéficie d'un grand nombre d'observations en forêt ;
- échelle spatiale : nationale ou subnationale (i.e., au moins à l'échelle de plusieurs régions). Les suivis à l'échelle régionale ou infra- ont été délibérément exclus ;
- couverture taxonomique : les relevés des données doivent se faire à l'échelle de la communauté, éventuellement à l'échelle de la population d'espèce si le dispositif s'avère particulièrement pertinent au regard de la problématique forestière ou encore à l'échelle intraspécifique ;
- qualités scientifiques et caractéristiques techniques : nous avons ciblé des réseaux disposant d'un protocole et/ou d'un plan d'échantillonnage clairs et disponibles, cohérents (notamment lorsque différentes régions sont échantillonnées de manière à ce qu'il n'y ait pas de biais) et *a priori* reproductibles, au moins pour une partie de leur protocole.

Du fait de ces restrictions, un certain nombre de réseaux mesurant de la biodiversité ne sont pas intégrés, notamment les atlas de distribution et les plans nationaux d'action basés sur leurs données, ni les inventaires de ZNIEFF ou de sites Natura 2000. En effet, ces dispositifs nous ont semblé relever plus d'inventaires ponctuels, avec des logiques nationales, régionales et parfois individuelles de représentation de distributions spatiales que de suivi temporel, difficiles à synthétiser à l'échelle nationale dans le cadre du présent exercice.

Notons également qu'en France, l'inventaire des ressources forestières est assuré par l'Institut national de l'Information Géographique et forestière qui résulte de la fusion de l'Institut

TABLEAU 1. — Réseaux identifiés et renseignés suite à l'envoi du questionnaire.

Réseaux	Base questionnaire	Recherche complémentaire
Identifiés et renseignés	Inventaire forestier national (IFN - IGN) Réseau de Suivi de la Santé et des Dégâts Forestiers (RSSDF) Réseau de Mesure de la Qualité des Sols (RMQS, INRA) Renecofor (ONF) Suivi des réserves forestières (RNF - ONF) Protocole Forêt Alluviales (RNF) Réseau Suivi Ongulés Sauvages (RESOS - ONCFS) Syrph-the-net	Vigie-Nature (STOC, STERF, etc. - MNHN) Réseau Asso Futaie Irrégulière (AFI) PlantaComp (INRA) Conservatoires Botaniques Nationaux (FCBN)
Identifiés et non-renseignés	Observatoire des Galliformes de Montagne Office Pour les insectes et leur Environnement (OPIE) COST E4 : Réseau européen de collaboration scientifique, l'action E4 est focalisée sur le suivi des forêts en libre évolution Observatoire mycologique (Renecofor essentiellement) Parc Nationaux de France	
Méta-réseaux	GBIF (Global Biodiversity Information Facility) SINP (Système d'Information Nature et Paysage) ECOSCOPE (Réseau des Observatoires de Recherche en Biodiversité)	

Géographique National et de l'Inventaire Forestier National en 2012. Comme précisé plus haut, nous utilisons ici le terme générique d'« inventaire forestier national » au sens large pour désigner cette entité.

IDENTIFICATION DES RÉSEAUX ET RECENSEMENT DES DONNÉES D'ANALYSE

La première phase du recensement des réseaux existants a consisté en l'envoi d'un questionnaire par courrier électronique en juin 2013. Pour des raisons pratiques, la première grille d'analyse a été construite en partenariat avec les coordinateurs du projet SiCfor (Asse *et al.* 2014). Cette grille visait à identifier les grandes caractéristiques des réseaux. Elle a été envoyée aux têtes de réseau potentiel et aux organismes susceptibles de conduire des suivis. Suite à une relance en septembre 2013, le descriptif des réseaux a été complété sur la base des ressources bibliographiques, numériques et humaines disponibles. Sur les 35 têtes de réseau préalablement identifiées, dix ont répondu au questionnaire en ligne, puis neuf autres réseaux ont été complétés sur la base des données disponibles (Tableau 1). Les seize réseaux restants n'ont pu être traités faute d'information disponible suffisante. Dans la suite de l'analyse, nous avons jugé que l'absence de ces réseaux ne constituait pas un biais très fort, du fait notamment de leur moindre représentation de l'écosystème forestier.

DESCRIPTION DES RÉSEAUX ET ANALYSE

AU REGARD DES VARIABLES ESSENTIELLES DE BIODIVERSITÉ

La première phase de ce travail a consisté en une analyse des données brutes recueillies sur chaque réseau. Nous avons ainsi détaillé :

- leur structuration au niveau national : emprise spatiale et couverture du territoire métropolitain ;
- leur stratégie d'échantillonnage et leur représentativité, en adoptant la définition suivante : un échantillon statistique est dit représentatif lorsqu'il est issu d'une population statistique

obtenue par un processus probabiliste ou tirage au sort dont les probabilités sont connues (i.e., les probabilités d'inclusion des individus statistiques sont connues). Les échantillons issus d'un échantillonnage aléatoire, d'un échantillonnage aléatoire stratifié, etc. sont représentatifs. Il en est de même, mais dans une moindre mesure, pour un échantillonnage systématique basé sur une grille régulière. Il est évident qu'un échantillon ne peut être représentatif que de ce qu'il cherche à échantillonner (s'il est représentatif d'autre chose, c'est simplement par hasard) ;

- leur pression d'échantillonnage et les méthodes employées, notamment la définition de protocoles standardisés et la mise en place d'une démarche de contrôle qualité ;
- leur emprise taxonomique.

Dans un second temps, nous avons procédé à une analyse utilisant la grille de lecture des Variables Essentielles de Biodiversité (EBV). Ce concept a été développé à l'interface entre rapportage, indicateurs et données brutes pour faciliter l'utilisation des données de biodiversité dans l'évaluation des changements environnementaux (Pereira *et al.* 2013). Les EBV constituent un ensemble de variables clés destinées à détecter les dimensions majeures des changements de biodiversité (<http://data.geobon.org/>, version 2017, dernière consultation le 13 mars 2017). Le cadre théorique des EBV a récemment été utilisé pour l'analyse d'un ensemble d'instruments politiques destinés à la préservation de la biodiversité (Geijzendorffer *et al.* 2015) ainsi que pour l'évaluation de dispositifs de recherche sur la biodiversité (Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité 2016). Nous utilisons ici une approche comparable (« gap analysis ») pour l'analyse des réseaux de suivi de biodiversité identifiés pour la France. Le but est de mettre en évidence les forces et faiblesses des réseaux en termes de couverture des différents champs de biodiversité des EBV.

Nous avons identifié quelles étaient les EBV que l'on pouvait dériver à partir des données générées par chaque

TABLEAU 2. — Réseaux identifiés et renseignés. Abréviation : **PI.**, Placettes.

Dispositif	Type de milieu (Échelle nationale)	Échantillonnage	Nombre d'observations (Chiffres 2013)	Démarche qualité et procédure standardisée	Taxons concernés
Inventaire forestier (IFN - IGN)	Forêt	Aléatoire, placettes temporaires (dites « semi-permanentes »)	c. 6 000-7 000 pl./an	Oui	Flore vasculaire (incl. les arbres)
Suivi des dégâts forestiers (RSSDF)	Forêt	Systématique, placettes permanentes, déclinaison d'un réseau européen (ICP Forest niveau I)	520 pl. (forêt)	Oui	Flore vasculaire
Réseau de Mesure de la qualité des sols (RMQS, INRA)	Tous milieux	Systématique, placettes permanentes, déclinaison d'un réseau européen (ICP Forest niveau I)	520 pl. (forêt) + 1 600 (maille 16x16)	Oui	Macrofaune et microorganismes du sol
Renecofor (ONF)	Forêt	Stratifié (grossièrement), placettes permanentes, déclinaison d'un réseau européen (ICP Forest niveau II)	102 pl.	Oui	Champignons supérieurs Flore vasculaire Champignons supérieurs Macrofaune sol
Suivi des réserves forestières (RNF - ONF)	Réserves forestières	Systématique par réserve, placettes permanentes	c. 7 000 pl.	Partielle	Flore vasculaire (arbres) Ponctuellement autres taxons
Vigie-Nature (MNHN)	Tous milieux	Varié selon les taxons mais basé sur une maille systématique	STOC-EPS : 1 700 carrés x 10 points d'écoutes	Procédure standardisée (protocole par taxon)	Oiseaux communs Chiroptères Insectes pollinisateurs Papillons de jour Flore vasculaire
Association Futaie Irrégulière (AFI)	Forêt	Déterministe, placettes permanentes	100 pl.	Procédure standardisée (protocole)	Flore vasculaire (arbres)
PlantaComp (INRA)	Forêt	Déterministe, placettes permanentes (expérimentales)	1 000 sites	Oui	Intraspécifique (arbres, expérimental)
Conservatoires botaniques (FCBN)	Tous milieux	Stratifié par maille, placettes temporaires	Plusieurs par maille (10 km)	Non mentionné en dehors de l'expertise des observateurs	Flore vasculaire Bryophytes et Fonge (initiatives locales)
Réseau Observation des Ongulés Sauvages (RESOS - ONCFS)	Tous milieux	Communal (variable)	36 660 (théoriquement une par commune)	Non mentionné	Ongulés sauvages (cerf, chevreuil, sanglier, bouquetin, mouflon, chamois, isard et autres cervidés)

réseau. Pour cette analyse, chaque réseau a été identifié comme fournissant soit directement des données assimilables à des EBV, soit indirectement lorsque la donnée pouvait être utilisée pour renseigner une EBV (après calculs complémentaires, consolidation de la base de données générées, etc.). Cette seconde classification a essentiellement été faite à dire d'experts sur la base des données fournies par chaque réseau et doit être considérée comme une utilisation potentielle des données de chaque réseau (par exemple, nous estimons que les données de l'inventaire forestier pourraient fournir une approximation de la masse des arbres, mais en l'état actuel, l'inventaire forestier ne la fournit pas en tant que telle). Par la suite, un pourcentage du nombre d'EBV potentiellement renseigné par chaque réseau a été calculé pour chaque catégorie d'EBV. C'est la distribution des pourcentages d'EBV renseignés qui est utilisée pour l'analyse. Le pourcentage total d'EBV renseigné sur l'ensemble du réseau a été utilisé comme résumé de la potentialité de chaque réseau à renseigner des EBV.

RÉSULTATS

RÉSEAUX IDENTIFIÉS ET COMPOSANTES :

ANALYSE DES RÉSULTATS BRUTS DE LA CONSULTATION

Les réseaux identifiés sur la base de l'enquête et des recherches complémentaires se répartissent en trois catégories (Tableau 1) :

- les réseaux identifiés et dont les caractéristiques ont pu être renseignées, au moins en partie (au nombre de douze) ;
- les réseaux identifiés mais sur lesquels les données sont très fragmentaires, voire inexistantes (cinq) ;
- les « méta-réseaux », qui regroupent des entités de mise en commun de données au niveau national et international (trois).

La suite de l'analyse porte uniquement sur les réseaux pour lesquels les données étaient suffisantes et qui se sont avérés pertinents pour la suite de l'étude. C'est à ce stade que les méta-réseaux ont été exclus. Parmi les douze réseaux identifiés et renseignés (Tableau 2), Syrph-the-net et le réseau de suivi des forêts alluviales n'ont pas été retenus dans notre analyse : le premier ne constitue pas un réseau de suivi à proprement

parler, mais plutôt un réseau d'experts focalisés sur les Syrphidés (ou Syrphes : famille de Diptères) ; le second est voué à être fusionné avec le réseau de suivi des réserves forestières et sera donc analysé comme tel.

STRUCTURATION DES RÉSEAUX

Les résultats synthétiques sont présentés dans le Tableau 2. Tous les réseaux retenus s'étendent au niveau national, parmi ceux-là quatre concernent tous les milieux (pas uniquement la forêt) : il s'agit de Vigie-Nature, du RESOS, du réseau des CBN et du RMQS. Le suivi des réserves forestières concerne uniquement une partie des réserves à dominante forestière. Dans le cas de Vigie-Nature, nous prendrons pour exemple le Suivi temporel des Oiseaux communs (STOC) qui est le plus développé et celui pour lequel le plus d'informations est disponible. Il faut cependant noter que le STOC constitue un cas particulier dans Vigie-Nature car c'est celui dont la couverture géographique est la plus exhaustive. Les autres réseaux sont moins étendus à l'heure actuelle.

STRATÉGIES D'ÉCHANTILLONNAGE

L'échantillonnage sur les réseaux de suivi est de plusieurs types : – aléatoire : cela concerne uniquement l'inventaire forestier national (dont l'échantillonnage est en fait basé sur une maille systématique de 1 km² dans laquelle les points sont tirés au sort) ;

– systématique/régulier : c'est le cas des réseaux basés sur la maille européenne 16x16 km (RSSDF, RMQS) qui basent leurs relevés sur des placettes permanentes. De même, le suivi dans les réserves forestières est basé sur une maille systématique calculée pour chaque réserve échantillonnée. Les autres réseaux basés sur une maille systématique sont ceux utilisant une maille nationale carrée (STOC, Conservatoires botaniques). Dans ce dernier cas, la logique est différente puisque, si la maille est systématique, les relevés à l'intérieur de chaque maille sont stratifiés de manière homogène par type de milieu représentés, et donc en partie déterministes (<http://vigienature.mnhn.fr/page/protocole> pour le STOC, dernière consultation le 13 mars 2017). Un autre cas particulier de maille systématique concerne le Réseau de Suivi des Ongulés Sauvages, dont les observations se font à l'échelle communale ou supracommunale (Cerf élaphe (*Cervus elaphus* Linnaeus, 1758)), mais n'ont pas de composante plus fine facilement identifiable ;

– déterministe/stratifié : il s'agit de réseaux ciblant soit des peuplements particuliers (e.g. Renecofor, qui se veut illustratif des types de peuplements rencontrés au niveau national ; le réseau de l'Association Futaie Irrégulière qui suit des traitements irréguliers principalement en forêt privée sur la base du volontariat), soit de réseaux expérimentaux (PlantaComp, réseau de comparaison d'origines d'essences au niveau national).

De manière évidente, les différentes stratégies d'échantillonnage adoptées correspondent aux différents objectifs des réseaux de suivis. Au final, seul l'inventaire forestier national est statistiquement représentatif des forêts françaises « exploitables » au sens de l'inventaire, mais, de ce fait, ne dispose que de peu de données sur les réserves forestières en raison de leur faible emprise au niveau national. *A contrario*, le suivi des réserves

forestières se limite à une partie de la surface forestière française, ce qui peut être considéré comme une forme de stratification.

PRESSIION D'ÉCHANTILLONNAGE ET MÉTHODES

En dehors des réseaux basés sur des mailles communales, qui disposent d'un nombre théorique de plus de 36 000 observations, le réseau avec la pression d'échantillonnage la plus forte – de surcroît en forêt – est l'inventaire forestier national, fort de 6 000 à 7 000 placettes temporaires mesurées chaque année (certaines de ces placettes feront désormais l'objet d'une remesure cinq ans après le premier passage). Le réseau de suivi des réserves forestières dispose également d'un nombre de placettes conséquent au regard de la surface échantillonnée, et fonde son échantillonnage sur des placettes permanentes suivies dans le temps.

Suivent ensuite les réseaux par maille qui concernent généralement plusieurs milieux et possèdent des pseudo-replicats par milieu au sein de chaque maille (CBN, STOC). Certains de ces réseaux ont construit leur échantillonnage de manière à ce que les placettes d'observations puissent être réutilisées pour d'autres suivis taxonomiques ou des mesures environnementales complémentaires (cf. les travaux du CBN du Bassin Parisien dans le cadre du suivi de la flore de Bourgogne, Bardet 2014). Les réseaux basés sur la maille 16x16 km sont quant à eux ponctuels et utilisent des placettes permanentes potentiellement suivies dans le temps (deux passages effectifs à l'heure actuelle pour le RSSDF).

Les deux réseaux présentant la pression d'échantillonnage la plus faible de l'ensemble analysé sont d'une part le réseau de l'AFI qui cible des peuplements en traitement irrégulier principalement en forêt privée qui est réduit du fait de la nécessité d'accord avec le propriétaire ; et d'autre part le réseau Renecofor. Sur ce dernier, les mesures réalisées sont cependant particulièrement intensives, en accord avec le programme européen auquel ces placettes appartiennent (ICP Forest, niveau 2).

La plupart de ces réseaux disposent d'une démarche qualité et de méthodes opératoires standardisées (e.g. Ferretti 2009), excepté pour quatre d'entre eux pour lesquels une telle démarche n'est mentionnée ni lors des réponses au questionnaire, ni dans les documents consultés (AFI, RESOS et notamment les relevés de maille – STOC, CBN – qui ne font état que de leur protocole). Par ailleurs, certaines composantes de biodiversité relevées sur certains réseaux ne font pas explicitement l'objet d'une démarche qualité claire, c'est notamment le cas des relevés de flore vasculaire sur les points de l'inventaire forestier national, dont le temps de passage n'est pas précisé et qui sont réalisés quelle que soit la saison, ce qui limite de fait les possibilités de comparaisons des données brutes dans le temps et dans l'espace.

EMPRISE TAXONOMIQUE

La plupart des réseaux relèvent des données de flore vasculaire (souvent limitées aux essences d'arbres, du fait de la préférence accordée à la forêt dans le cadre de ce travail). Seuls le RMQS et RESOS ne relèvent pas de telles données, mais le RMQS est couplé spatialement au RSSDF qui intègre le suivi de

TABLEAU 3. — Analyse synthétique des réseaux de suivi de biodiversité au travers des Variables Essentielles de Biodiversité (EBV). Les pourcentages représentent la proportion d'EBV de chaque composante. Abréviations : **D**, Possibilité de dériver l'information de manière directe grâce aux données du réseau ; **I**, Possibilité de dériver l'information de manière indirecte (avec des calculs additionnels) grâce aux données du réseau (Geijzenendorffer *et al.* 2015). Les points d'interrogation signifient qu'il n'est pas certain de pouvoir dériver l'EBV (de manière indirecte). Voir Tableau 2 pour les abréviations des noms de réseaux.

Réseau	Taxon(s)	Milieu	Composition											
			Composition génétique		Populations d'espèces		Traits des espèces		des communautés		Fonctions de l'écosystème		Structure de l'écosystème	
			D	I	D	I	D	I	D	I	D	I	D	I
IFN	Arbres	Forêt	0 %	0 %	100 %	0 %	16 %	49 %	50 %	50 %	25 %	50 %	66 %	33 %
RSDSF	Plantes vasculaires	Forêt	0 %	0 %	0 %	0 %	16 %	0 %	0 %	0 %	25 %	0 %	0 %	0 %
	Arbres, Certaines espèces de ravageurs													
RMQS	Micro- et macro-organismes du sol champignons supérieurs	Tous milieux	25 %	25 %?	0 %	0 %	0 %	0 %	50 %	50 %	50 %	25 %	66 %	33 %
Renecofor	Arbres	Forêt	0 %	0 %	0 %	0 %	16 %	33 %	50 %	0 %	75 %	0 %	66 %	0 %
Réserves forestières	Plantes	Forêts (réserves)	0 %	0 %	100 %	0 %	0 %	49 %	50 %	50 %	75 %	0 %	33 %	33 %
	Lichens													
STOC-EPS	Oiseaux communs	Tous milieux	0 %	0 %	100 %	0 %	16 %	0 %	50 %	50 %	0 %	0 %	0 %	0 %
AFI	Arbres	Forêt	0 %	0 %	0 %	0 %	49 %	50 %	50 %	50 %	0 %	0 %	33 %	33 %
PlantaComp	Arbres (certaines essences)	Forêt	0 %	50 %?	0 %	0 %	16 %	16 %	0 %	0 %	50 %	0 %	0 %	0 %
FCBN	Plantes vasculaires	Tous milieux	0 %	0 %	33 %	33 %	0 %	0 %	50 %	50 %	0 %	0 %	0 %	0 %
RESOS	Bryophytes terricoles	Tous milieux (communal)	0 %	0 %	33 %	67 %	33 %	33 %	50 %	50 %	0 %	0 %	0 %	0 %
	Ongulés sauvages													

la flore. Plus marginalement, certains réseaux relèvent des données pour d'autres groupes taxonomiques (Lichens, micro- et macrofaune du sol, etc.) sans que cela soit systématique comme montré pour les inventaires forestiers nationaux (Tomppo *et al.* 2010 ; Gosselin & Paillet 2011). Le seul réseau véritablement multitaxonomique est celui constitué par les différents réseaux de Vigie-Nature, mais avec des approches et des plans d'échantillonnage différents en fonction des taxons échantillonnés et de la motivation des volontaires. Le RMQS pourrait éventuellement rentrer dans cette catégorie, mais dispose d'une pression d'échantillonnage plus faible – notamment temporelle, car ne disposant que de deux passages. Parmi les réseaux de Vigie-Nature, seul le STOC montre une pression d'échantillonnage conséquente (exemple de la carte dans Jiguet *et al.* 2012). Par ailleurs, seul le réseau PlantaComp possède une dimension intraspécifique avec une comparaison d'essences de différentes provenances à l'échelle nationale.

ANALYSE DES RÉSEAUX AU REGARD DES VARIABLES ESSENTIELLES DE BIODIVERSITÉ

Cette analyse permet deux lectures des réseaux de suivi concernés par ce travail (Tableau 3, et de manière détaillée dans le Tableau 4) :

– une lecture « verticale » montre que la composante génétique est la moins couverte par les réseaux analysés. En effet, seul les réseaux PlantaComp et RMQS possèdent une composante génétique (respectivement de niveau intraspécifique pour les arbres et de niveau spécifique pour les bactéries du sol).

Pour PlantaComp, seule la moitié des EBV de cette catégorie pourraient être renseignées de manière indirecte. Pour le RMQS, cette composante est *a priori* représentative de la population uniquement pour les bactéries du sol et n'est renseignée que pour un quart des EBV de cette catégorie (soit de manière directe, soit indirecte). Les autres composantes de biodiversité sont mieux représentées, notamment celles à l'échelle de la communauté d'espèces, ce qui est en partie lié aux critères de choix des réseaux analysés. Ainsi, la plupart des réseaux parviennent à renseigner près de 50 % des EBV concernant la composition des communautés (excepté le RSDSF et PlantaComp). Dans une moindre mesure, les traits des espèces, les fonctions et la structure de l'écosystème sont également assez bien couverts par une partie des réseaux analysés ;

– une lecture « horizontale » permet d'identifier les réseaux les plus performants au regard des EBV. D'une manière générale, les réseaux qui disposent de données dendrométriques permettent de dériver une proportion non négligeable d'EBV, notamment l'inventaire forestier national qui, en couplant données de télédétection (cartographie) et inventaires de terrain permet de renseigner 15 EBV sur 22 (68 %). Le suivi des réserves forestières (13/22, 59 %) et Renecofor et AFI (9/22, 41 %) suivent, dans une moindre mesure. Le RMQS et le RESOS permettent de renseigner environ 40 % des EBV, alors que les autres réseaux centrés sur les communautés d'espèces (STOC et CBN – tous protocoles confondus) ne donnent accès qu'à 27 et 18 % des EBV, respectivement.

TABLEAU 4. — Classement des réseaux de suivi de biodiversité au travers des Variables Essentielles de Biodiversité. Abréviations : D, Possibilité de dériver l'information de manière directe grâce aux données du réseau ; I, Possibilité de dériver l'information de manière indirecte (avec des calculs additionnels) grâce aux données du réseau (Geijzendorffer *et al.* 2015). Les points d'interrogation signifient qu'il n'est pas certain de pouvoir dériver l'EBV (de manière directe ou indirecte).

Taxon(s)	Milieu	Composition génétique				Populations d'espèces		Traits des espèces				Composition des communautés		Fonctions de l'écosystème			Structure de l'écosystème		Total								
		Co-Ancestralité	Diversité allélique	Différenciation génétique de la population	Diversité des races et variétés	Distribution des espèces	Abondance des populations	Structure de la population par classe d'âge/de taille	Phénologie	Masse du corps	Distance de dispersion natale	Comportement migratoire	Traits démographiques	Traits physiologiques	Diversité taxonomique	Interactions entre espèces	Productivité primaire nette	Productivité secondaire	Rétention de nutriments	Régime de perturbations	Structure d'habitat	Étendue de l'écosystème et fragmentation	Composition de l'écosystème par type fonctionnel	Direct	Indirect	Total	
IFN	Arbres, plantes vasculaires	Forêt	-	-	-	-	D	D	D	I	I	-	D	I	-	D	I	I	D	D	I	8	7	15			
RSDSF	Arbres, certaines espèces de ravageurs	Forêt	-	-	-	-	-	-	D	-	-	-	-	-	-	-	-	-	D	-	-	-	2	0	2		
RMQS	Micro-organismes du sol	Tous milieux	-	I?	D	-	-	-	-	-	-	-	-	D	I	-	D	D	I	D	I	D	5	3	8		
Renecofor	Arbres, Plantes, Lichens	Forêt	-	-	-	-	-	-	D	I	-	-	I	-	D	-	-	D	D	D	D	-	D	7	2	9	
Reserves forestières	Arbres (principalement)	Forêts (réserves)	-	-	-	-	D	D	D	I	I	-	-	I	-	D	I	-	D	D	D	-	I	8	5	13	
STOC-EPS	Oiseaux communs	Tous milieux	-	-	-	-	D	D	D	-	-	-	D	-	-	D	I	-	-	-	-	-	-	5	1	6	
AFI	Arbres	Forêt	-	-	-	-	-	-	I	I	-	-	I	-	D	I	-	D	-	D	D	-	I	4	5	9	
PlantaComp	Arbres (certaines essences)	Forêt	-	I?	I?	-	-	-	D	I	-	-	-	-	-	-	-	D	-	D	-	-	-	3	1	6	
FCBN	Plantes vasculaires, bryophytes terricoles	Tous milieux	-	-	-	-	D	I	-	-	-	-	-	-	D	I	-	-	-	-	-	-	-	2	2	4	
RESOS	Ongulés sauvages	Tous milieux (communal)	-	-	-	-	D	I	I	-	D	I	D	I	-	D	I	-	-	-	-	-	-	4	5	9	
Total			0	0	1	0	5	5	4	6	6	1	3	5	0	8	7	0	6	4	7	5	2	5	-	-	-

DISCUSSION ET PERSPECTIVES

FORCES ET FAIBLESSES DES RÉSEAUX DE SUIVI ACTUELS

Le suivi de la biodiversité, en particulier forestière, a fait l'objet d'une attention particulière des scientifiques depuis plus d'une décennie. Soucieux de se doter d'outils robustes permettant d'évaluer l'état et l'évolution de la biodiversité, un certain nombre de solutions ont été proposées (e.g. Lindenmayer & Likens 2010; Lindenmayer *et al.* 2011) afin de fournir des données quantitatives destinées à évaluer – entre autres – des actions de gestion et des politiques publiques. Geijzendorffer *et al.* (2015), au travers d'une analyse dont s'inspire celle du présent article, montrent dans quelle mesure les instruments politiques de prise en compte de la biodiversité (Convention sur la Diversité Biologique (CBD), Objectifs d'Aichi, etc.) nécessitent de renseigner un certain nombre d'EBV pour un rapportage cohérent. Le

rapportage de la CBD notamment concerne l'ensemble des classes d'EBV. Par comparaison, notre analyse d'une sélection de réseaux de suivi de la biodiversité en France métropolitaine montre qu'un certain nombre de dispositifs existent et permettent de renseigner une partie des EBV assez précisément pour certains pans de biodiversité. Ces résultats sont cependant à relativiser par rapport aux analyses des données « brutes » des réseaux. En effet, si les réseaux intégrant des mesures dendrométriques sont performants en terme de proportion d'EBV couvertes, c'est uniquement au regard du (des) taxon(s) concerné(s) – à savoir principalement les arbres – et de la couverture spatiale de l'échantillonnage. Une nouvelle fois, seul l'inventaire forestier national est représentatif de la forêt française, mais ne donne accès qu'aux EBV pour les plantes supérieures (arbres, plantes vasculaires). Même si ce résultat paraît évident, force est de constater que la biodiversité forestière a jusqu'à présent très

largement été évaluée sur la base d'inventaires forestiers à l'origine destinés à une estimation de la ressource en bois (Gosselin & Paillet 2011). Il en résulte qu'une majorité des indicateurs de biodiversité utilisés en Europe sont des « proxies » structuraux (ou indicateurs indirects) supposés être corrélés à des indices de diversité en espèces (Spanos *et al.* 2009 ; Corona *et al.* 2011 ; Feest 2013). Ainsi, si le processus Forest Europe (anciennement « Conférence ministérielle pour la Protection des Forêts en Europe », MCPFE) de suivi de la gestion forestière durable des forêts au niveau européen intègre explicitement la biodiversité (au titre du critère 4 : « Maintien, Conservation et Amélioration appropriée de la Biodiversité forestière », San-Miguel Ayanz *et al.* 2015), la plupart des neuf indicateurs européens de ce critère sont des mesures indirectes de biodiversité basées sur des données d'inventaires forestier (Levrel *et al.* 2007 ; Gosselin & Gosselin 2008 ; Gosselin *et al.* 2012 ; Nivet *et al.* 2012 ; Lier *et al.* 2013). En effet, seuls deux de ces indicateurs (l'indicateur 4.1 concernant la richesse en essences, et l'indicateur 4.8 concernant les espèces menacées sur la base des listes rouges) sont des mesures directes de diversité taxonomique, et seul l'indicateur 4.6, concernant les peuplements conservatoires, aborde des notions de diversité intraspécifique. Si des efforts ont été faits pour mieux représenter la biodiversité (Puumalainen *et al.* 2003 ; Corona *et al.* 2011) et intégrer plus d'indicateurs directs (le prochain rapportage devrait comprendre un indicateur 4.10 concernant les Oiseaux – forestiers – communs), il n'en reste pas moins que les initiatives visant à compléter les inventaires forestiers par des données de biodiversité autres que celles déjà collectées sont rares. Par exemple, il est étonnant de constater que de nombreux inventaires forestier nationaux relèvent des données floristiques (Tomppo *et al.* 2010 ; Gosselin & Paillet 2011) et qu'aucun indicateur de tendance « direct » (richesse, composition) n'ait été construit sur la base de ces données. En conséquence, et en prenant l'exemple de la France, l'état des lieux de 2015 montre un bilan plutôt positif de l'état de la biodiversité lié à un accroissement des quantités d'habitats favorables (Peyron 2016) mais qui ne permet pas de prendre en compte des processus démographiques tels qu'un crédit de colonisation et néglige le délai éventuel de réponse des espèces, notamment des plus spécialisées (si réponse il y a, Gosselin *et al.* 2012). Par ailleurs, les deux indicateurs taxonomiques n'évaluent que partiellement la biodiversité : l'indicateur 4.1 ne concerne que les arbres, et l'indicateur 4.8 ne concerne pas certains taxons typiquement forestiers comme les Coléoptères saproxyliques, les Champignons, les Mousses épiphytes, les Lichens, etc. car toutes les espèces ne disposent pas d'une liste rouge établie faute de données adéquates. Au final, force est de constater que, si des suivis forestiers pourraient être réalisés sur des taxons comme la flore vasculaire et les Oiseaux, ils ne sont pas (encore) intégrés dans les processus de rapportage actuels, et ce malgré l'existence et la disponibilité de données les concernant.

Si les indicateurs définis sur la base des inventaires forestiers nationaux sont principalement indirects, le STOC, *a contrario*, fournit une évaluation taxonomique de la biodiversité (avec

une déclinaison forestière, Devictor *et al.* 2008). Par contre, ce réseau ne permet de remplir qu'environ un tiers des EBV, car il est ciblé sur les Oiseaux uniquement et relève peu de variables environnementales sur les points d'écoute (qui sont dérivées d'autres sources lors des analyses des données générées par le réseau, par exemple Jiguet *et al.* 2012 ; Pellissier *et al.* 2013). De ce fait, les EBV liées à la structure de l'écosystème ne peuvent être remplies par les données issues de ces réseaux. De même, le RESOS, s'il permet de couvrir un pourcentage intéressant d'EBV, ne représente que quelques espèces (les Ongulés sauvages : Cerf élaphe, Chevreuil (*Capreolus capreolus* (Linnaeus, 1758)), Sanglier (*Sus scrofa* Linnaeus, 1758), Chamois (*Rupicapra rupicapra* (Linnaeus, 1758)), Isard (*Rupicapra pyrenaica* Bonaparte, 1845), Mouflon (*Ovis gmelinii* Blyth, 1841), Bouquetin (*Capra ibex* Linnaeus, 1758), Daim (*Dama dama* (Linnaeus, 1758)), Cerf sika (*Cervus nippon* Temminck, 1838)) qui sont relevées de manière indirecte par l'intermédiaire des réalisations de plans de chasse. Par ailleurs, du fait de plans d'échantillonnages pour la plupart spatialement disjoints (hormis le RMQS et RSSDF tous deux basés sur la maille 16 x 16), il est difficile de mobiliser les données de deux réseaux en même temps pour des analyses conjointes, par exemple de corréler les évolutions des populations d'Oiseaux communs issues du STOC aux données d'inventaire forestier.

Au final, notre analyse montre que la contribution des réseaux de suivi existants à l'évaluation de la biodiversité forestière reste assez modeste, *a fortiori* si on prend en compte le fait qu'ils ne traitent qu'une partie de la biodiversité forestière. Le schéma d'analyse EBV révèle ainsi que, si les réseaux analysés constituent une base intéressante pour suivre la biodiversité, la construction d'un réseau de suivi à proprement parler ne saurait uniquement se baser sur l'existant. Il semble donc difficile de s'affranchir d'un suivi de la biodiversité fondé sur des relevés de communautés d'espèces qui permettrait de contourner les difficultés liées à une évaluation indirecte de la biodiversité (Boutin *et al.* 2009). En effet, les suivis « indirects » ne reflètent qu'une potentialité d'habitat d'espèces à un instant donné, et pour la plupart des variables indirectes mesurées, ne font que présumer de la persistance dans le temps d'une relation entre quantité d'habitat et espèces. D'autre part, les relevés directs déjà existants ne relevant que peu de variables environnementales ne permettent pas de faire la part des déterminants locaux et d'autres plus larges (climat, paysage, histoire).

DES EXEMPLES DE SUIVI DE BIODIVERSITÉ À L'ÉTRANGER

Face à un constat similaire d'une mosaïque de systèmes de suivis de biodiversité forestière, Boutin *et al.* (2009) argumentent qu'il est peu probable qu'un système combinant, avec un effort de synthèse supplémentaire, des suivis existants soit fonctionnel, étant donné notamment la diversité des protocoles et des plans d'échantillonnages en présence. Ces auteurs suggèrent un changement de paradigme qui passerait d'un suivi orienté sur des stress spécifiques (e.g. certaines activités humaines), à un suivi de différents effets cumulatifs, basés sur des faisceaux d'indicateurs. Ce type de suivi, aussi appelé « surveillance » par certains auteurs (Gosselin & Paillet 2011), aurait l'avantage

de pouvoir mieux détecter des changements de biodiversité à plusieurs échelles (unité de gestion, province, pays) que des suivis ciblés sur un seul facteur de stress. En ce sens, les suivis de la biodiversité en Suisse (MBD, www.biodiversitymonitoring.ch/fr/home.html, dernière consultation le 13 mars 2017) et en Alberta (ABM, www.abmi.ca, dernière consultation le 13 mars 2017) nous paraissent des exemples intéressants desquels pourrait s'inspirer un système de suivi de la biodiversité au niveau national. Il s'agit de réseaux de suivi multi-milieux avec une composante forestière forte. Ces deux exemples ont déjà été développés dans Gosselin *et al.* (2012), nous n'en retiendrons ici que les grands principes :

- le MBD est un réseau national constitué de deux sous-réseaux emboîtés construits sur une maille systématique (520 quadrats de 1 km² et 1 600 placettes de 10 m²). Sur ces deux mailles sont relevés des taxons différents : Oiseaux, Papillons, Plantes vasculaires pour la maille la plus grande, Plantes vasculaires, Mousses et Mollusques sur l'autre maille, et ce pour l'ensemble des milieux. Pour les relevés en forêt, les placettes les plus petites sont centrées sur des relevés d'inventaires forestiers. Des études des corrélations entre paramètres structuraux et diversité sont donc rendues possibles et fournissent de premiers résultats intéressants (Zellweger *et al.* 2015) ;

- l'ABM est un réseau provincial construit sur une maille systématique de 20 x 20 km qui rassemble 1 656 sites de collecte de données d'espèces (12 taxons) et d'environnement (structure forestière, paramètres physico-chimiques, etc.). Après une phase initiale de mise en œuvre d'un prototype entre 2003 et 2006, l'ABM est opérationnel depuis 2007 et a donné lieu à de nombreuses publications scientifiques (<http://www.abmi.ca/home/publications>, dernière consultation le 20 février 2017).

En matière de suivi, la question du coût de mise en place se pose inévitablement. Il dépend de l'effort d'échantillonnage et de la quantité de données taxonomiques et environnementales relevées. 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. Le budget annuel de l'ABM 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). Ces deux systèmes ont pris le parti de professionnaliser les relevés. De même, Boutin *et al.* (2009) estiment qu'un suivi professionnel est souhaitable, à partir du moment où les protocoles sont standardisés et qu'une entité indépendante est en charge des plans d'échantillonnages, des protocoles, de la mise en commun et de la synthèse des données. Ces choix ont une incidence non négligeable sur le coût de réalisation : par exemple, la mise en œuvre du programme Vigie-Nature du MNHN par des professionnels – rémunérés pour ces tâches – coûterait près d'un million d'euros, à comparer au coût de sa mise en œuvre par des bénévoles, et ce en dehors du coût de coordination estimé à 0,3 millions d'euros par Levrel *et al.* (2010). Cependant, le choix de la mise en œuvre de tels suivis est avant tout un choix politique qui repose sur des critères multiples et pas uniquement celui des coûts, dont les estimations présentées ici ne constituent que des ordres de grandeur.

CONCLUSIONS : VERS UN SYSTÈME FRANÇAIS DE SUIVI DE LA BIODIVERSITÉ ?

La mise en œuvre d'un dispositif cohérent à même de suivre des variations de biodiversité forestière dépend, de manière évidente, des objectifs qui lui sont assignés. Dans le cadre de cette analyse d'un ensemble de réseaux de suivi en France, la question que nous nous posons implicitement était peu ou prou celle-ci : dans quelle mesure le réseau est-il à même de décrire des variations de biodiversité(s) liées à des changements globaux (Boutin *et al.* 2009) ? Au terme d'une analyse des réseaux sélectionnés, il apparaît qu'aucun n'est à même, en l'état actuel, de répondre à cette question. Cependant, un certain nombre de points ont été mis en évidence, et permettent de proposer des clés pour la mise en œuvre d'un tel dispositif :

- il devra être multitaxonomique, en ciblant autant que possible des taxons avec des sensibilités différentes aux changements globaux, avec un rôle fonctionnel fort, tels les macrochampignons (Feest 2013). Un tel réseau serait également l'occasion de tester des méthodes innovantes d'échantillonnage de biodiversité (metabarcoding, méthodes acoustiques automatisées...) combinées à des méthodes classiques ;

- il devra combiner des méthodes de terrain et des méthodes de télédétection, de manière à pouvoir travailler à plusieurs échelles et résolution spatiales (Zellweger *et al.* 2013) ;

- il devra enfin avoir une meilleure représentation des gradients écologiques et anthropiques, notamment de gradients de gestion, dont les extrêmes sont généralement sous-représentés dans les plans d'échantillonnages statistiques ou systématiques non stratifiés (Lindenmayer & Likens 2010).

Ces aspects ne constituent que des pistes de réflexion qu'il convient de mettre en œuvre au travers d'une démarche de concertation impliquant un large panel d'acteurs de la gestion forestière. C'est l'objet du projet PASSIFOR dont les bases ont été jetées dans le premier rapport (Landmann *et al.* 2015) dont est tiré cette étude. La mise en place d'un tel dispositif contribuerait de manière significative à une meilleure définition des indicateurs de biodiversité ainsi qu'à l'évaluation des politiques publiques forestières.

Remerciements

Nous remercions les membres des différents réseaux de suivis qui ont accepté de répondre au questionnaire. Nous remercions également tous les membres du comité de pilotage du projet « Propositions d'Amélioration du Système de Suivi de Biodiversité forestière » (PASSIFOR) qui ont contribué aux réflexions illustrées par cet article, ainsi que F. Archaux, G. Landmann et F. Gosselin pour leurs relectures attentives. Merci enfin à Grégoire Lois et au relecteur anonyme pour leurs commentaires pertinents. Cette étude a été financée par le ministère en charge de l'agriculture (Convention MAAF-GIP Ecofor n°E30/2012, Landmann *et al.* 2015).

RÉFÉRENCES

- ASSE D., MICHELOT-ANTALIK A. & LANDMANN G. 2014. — *Projet SICFOR. Du suivi aux indicateurs de changement climatique en forêt* – Rapport final. Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt, GIP Ecofor, Paris, 102 p.
- BARDET O. 2014. — *L'Observatoire de la Flore de Bourgogne*. Présentation orale, in Séminaire ECOSCOPE, 3 novembre 2014, Paris, 9 p.
- BOUTIN S., HAUGHLAND D. L., SCHIECK J., HERBERS J. & BAYNE E. 2009. — A new approach to forest biodiversity monitoring in Canada. *Forest Ecology and Management* 258: S168-S175. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.08.024>
- BUTCHART S. H. M., WALPOLE M., COLLEN B., VAN STRIEN A., SCHARLEMANN J. P. W., ALMOND R. E. A., BAILLIE J. E. M., BOMHARD B., BROWN C., BRUNO J., CARPENTER K. E., CARR G. M., CHANSON J., CHENERY A. M., CSIRKE J., DAVIDSON N. C., DENTENER F., FOSTER M., GALLI A., GALLOWAY J. N., GENOVESI P., GREGORY R. D., HOCKINGS M., KAPOS V., LAMARQUE J. F., LEVERINGTON F., LOH J., MCGEOCH M. A., MCRAE L., MINASYAN A., MORCILLO M. H., OLDFIELD T. E. E., PAULY D., QUADER S., REVENGA C., SAUER J. R., SKOLNIK B., SPEAR D., STANWELL-SMITH D., STUART S. N., SYMES A., TIERNEY M., TYRRELL T. D., VIÉ J. C. & WATSON R. 2010. — Global biodiversity: Indicators of recent declines. *Science* 328: 1164-1168. <https://doi.org/10.1126/science.1187512>
- CORONA P., CHIRICI G., MCROBERTS R. E., WINTER S. & BARBATTI A. 2011. — Contribution of large-scale forest inventories to biodiversity assessment and monitoring. *Forest Ecology and Management* 262: 2061-2069. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.08.044>
- DEVICTOR V., JULLIARD R. & JIGUET F. 2008. — Distribution of specialist and generalist species along spatial gradients of habitat disturbance and fragmentation. *Oikos* 117: 507-514. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2008.16215.x>
- FEEST A. 2013. — The utility of the Streamlining European Biodiversity Indicators 2010 (SEBI 2010). *Ecological Indicators* 28: 16-21. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.10.015>
- FERRETTI M. 2009. — Quality Assurance in ecological monitoring - Towards a unifying perspective. *Journal of Environmental Monitoring* 11: 726-729. <https://doi.org/10.1039/b902728a>
- FONDATION POUR LA RECHERCHE SUR LA BIODIVERSITÉ. 2016. — *État des lieux et analyse du paysage national des observatoires de recherche sur la biodiversité, une étude de l'infrastructure ECOSCOPE*. FRB, Paris, 72 p.
- GEIJZENDORFFER I. R., REGAN E. C., PEREIRA H. M., BROTONS L., BRUMMITT N., GAVISH Y., HAASE P., MARTIN C. S., MIHOUB J.-B., SECADES C., SCHMELLER D. S., STOLL S., WETZEL F. T. & WALTERS M. 2015. — Bridging the gap between biodiversity data and policy reporting needs: An Essential Biodiversity Variables perspective. *Journal of Applied Ecology* 53: 1341-1350. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12417>
- GOSSELIN F. & GOSSELIN M. 2008 — Pour une amélioration des indicateurs et suivis de biodiversité forestière. *Ingénieries* 55-56: 113-120.
- GOSSELIN M. & PAILLET Y. 2011. — *Suivis opérationnels de biodiversité forestière : quelles expériences à l'étranger ?* Rapport d'expertise Biomadi, Biomasse forestière. Irstea, Nogent-sur-Vernisson, 27 p.
- GOSSELIN F., ARCHAUX F. & GOSSELIN M. 2008. — Suivre la biodiversité en forêt : Pourquoi ? Quoi ? Comment ? in LANDMANN G. & LANDEAU S. (éds), *De l'observation des écosystèmes forestiers à l'information sur la forêt*. Quae, Paris: 26-32.
- GOSSELIN F., GOSSELIN M. & PAILLET Y. 2012. — Suivre l'état de la biodiversité forestière : pourquoi ? comment ? *Revue Forestière Française* 64: 683-700. <https://doi.org/10.4267/2042/50656>
- JIGUET F., DEVICTOR V., JULLIARD R. & COUVET D. 2012. — French citizens monitoring ordinary birds provide tools for conservation and ecological sciences. *Acta Oecologica* 44: 58-66. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2011.05.003>
- LANDMANN G., GOSSELIN F. & BONHÈME I. (COORD.). 2009. — *Bio2, Biomasse et Biodiversité forestières. Augmentation de l'utilisation de la biomasse forestière : implications pour la biodiversité et les ressources naturelles*. MEEDDM-Ecofor, Paris, 210 p.
- LANDMANN G. & GOSSELIN F. (COORD.). 2015. — *PASSIFOR – Propositions d'Amélioration du Système de Suivi de la biodiversité FORestière*. Rapport final. Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt, GIP Ecofor, Paris, 101 p.
- LASSAUCE A., PAILLET Y., JACTEL H. & BOUGET C. 2011. — Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms. *Ecological Indicators* 11: 1027-1039. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.02.004>
- LEE W., MCGLONE M. & WRIGHT E. 2005. — *A review of national and international systems and a proposed framework for future biodiversity monitoring by the Department of Conservation*. Landcare Research, Wellington, New Zealand, 218 p.
- LEVREL H., LOIS G. & COUVET D. 2007. — Indicateurs de biodiversité pour les forêts françaises. état des lieux et perspectives. *Revue Forestière Française* 59: 45-56. <https://doi.org/10.4267/2042/8482>
- LEVREL H., FONTAINE B., HENRY P. Y., JIGUET F., JULLIARD R., KEBIRIOU C. & COUVET D. 2010. — Balancing state and volunteer investment in biodiversity monitoring for the implementation of CBD indicators: A French example. *Ecological Economics* 69: 1580-1586. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.03.001>
- LIER M., PARVIAINEN J., NIVET C., GOSSELIN M., GOSSELIN F. & PAILLET Y. 2013. — The use of European criteria and indicator systems for measuring changes in forest biodiversity, in KRAUS D. & KRUMM F. (éds), *Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity*, European Forest Institute, Freiburg, 32-42 p.
- LINDENMAYER D. B. & LIKENS G. E. 2010. — The science and application of ecological monitoring. *Biological Conservation* 143: 1317-1328. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.02.013>
- LINDENMAYER D. B., LIKENS G. E., HAYWOOD A. & MIEZIS L. 2011. — Adaptive monitoring in the real world: Proof of concept. *Trends in Ecology and Evolution* 26: 641-646. <http://doi.org/10.1016/j.tree.2011.08.002>
- NICHOLS J. D. & WILLIAMS B. K. 2006. — Monitoring for conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 21: 668-673. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.08.007>
- NIVET C., GOSSELIN M. & CHEVALIER H. 2012. — Évaluation des indicateurs nationaux de biodiversité forestière, in NIVET C., BONHÈME I. & PEYRON J.-L. (éds), *Les indicateurs de biodiversité forestière. Synthèse des réflexions issues du programme de recherche «biodiversité, gestion forestière et politiques publiques»*. GIP-Ecofor, MEDDE, Paris: 41-55.
- PAILLET Y., PARVIAINEN J., GOSSELIN M., GOSSELIN F. & LIER M. 2013. — Monitoring forest biodiversity in Europe: state of the art, challenges and opportunities, in KRAUS D. & KRUMM F. (éds), *Integrative Approaches as an Opportunity for the Conservation of Forest Biodiversity*. European Forest Institute, Freiburg, DEU: 242-252.
- PELLISSIER V., TOUROULT J., JULLIARD R., SIBLET J. P. & JIGUET F. 2013. — Assessing the Natura 2000 network with a common breeding birds survey. *Animal Conservation* 16: 566-574. <https://doi.org/10.1111/acv.12030>
- PEREIRA H. M., FERRIER S., WALTERS M., GELLER G. N., JONGMAN R. H. G., SCHOLLES R. J., BRUFORD M. W., BRUMMITT N., BUTCHART S. H. M., CARDOSO A. C., COOPS N. C., DULLOO E., FAITH D. P., FREYHOF J., GREGORY R. D., HEIP C., HÖFT R., HURTT G., JETZ W., KARP D. S., MCGEOCH M. A., OBURO D., ONODA Y., PETTORELLI N., REYERS B., SAYRE R., SCHARLEMANN J. P. W., STUART S. N., TURAK E., WALPOLE M. & WEGMANN M. 2013. — Essential biodiversity variables. *Science* 339: 277-278. <https://doi.org/10.1126/science.1229931>
- PEYRON J. L. 2016. — Des indicateurs aux enjeux relatifs aux forêts : une synthèse à double entrée, in MAAF. & IGN (éds), *Indicateurs de gestion durable des forêts françaises métropolitaines, édition 2015*. Maaf-IGN, Paris, 343 p.

- PUUMALAINEN J., KENNEDY P. & FOLVING S. 2003. — Monitoring forest biodiversity: a European perspective with reference to temperate and boreal forest zone. *Journal of Environmental Management* 67: 5-14. [https://doi.org/10.1016/S0301-4797\(02\)00183-4](https://doi.org/10.1016/S0301-4797(02)00183-4)
- SAN-MIGUEL AYANZ J., SCHUCK A. & PARVIAINEN J. 2015. — Criterion 4: Maintenance, Conservation and Appropriate Enhancement of Biological Diversity in Forest Ecosystems – Quantitative Indicators, in ASENSIO I. A., BAYCHEVA-MERGER T., BOUVET A., BOZZANO M., CAUDULLO G., CIENCIALA E., CORONA P., DOMÍNGUEZ TORRES G., HOUSTON DURRANT T., EDWARDS D., ESTREGUIL C., FERRETI M., FISCHER U., FREUDENSCHUSS A., GASPARINI P., GODINHO FERREIRA P., HANSEN K., HIEDERER R., INHAIZER H., JELLESMARK THORSEN B., JONSSON R., KASTENHOLZ E., KLEINSCHMIT VON LENGEFELD A., KÖHL M., KORHONEN K., KOSKELA J., KRUMM F., LANZ A., LASSERRE B., LEVET A-L., LI Y., LIER M., MALLARACH CARRERA J-M., MARCHETTI M., MARTÍNEZ DE ARANO I., MICHEL A., MOFFAT A., NABUURS G-J., OLDENBURGER J., PARVIAINEN J., PETTENELLA D., PROKOPIEVA I., QUADT V., RAMETSTEINER E., RINALDI F., SANDERS T., SAN-MIGUEL-AYANZ J., SCHUCK A., SEIDLING W., SOLBERG B., SOTIROV M., STÄHL G., TOMÉ M., TOTH G., VAN BRUSSELEN J., VERKERK H., VÍTKOVÁ L., WEISS G., WILDBURGUER C., WINKEL G., ZASADA M., ZINGG A. & ESTREGUIL, C (éds), *State of Europe's Forests 2015*. Ministerial Conference on the Protection of Forests in Europe (FOREST EUROPE) 314 p.
- SCHOLES R. J., MACE G. M., TURNER W., GELLER G. N., JÜRGENS N., LARIGAUDERIE A., MUCHONEY D., WALTHER B. A. & MOONEY H. A. 2008. — Ecology: Toward a global biodiversity observing system. *Science* 321: 1044-1045. <https://doi.org/10.1126/science.1162055>
- SCHOLES R. J., WALTERS M., TURAK E., SAARENMAA H., HEIP C. H. R., TUAMA É. Ó., FAITH D. P., MOONEY H. A., FERRIER S., JONGMAN R. H. G., HARRISON I. J., YAHARA T., PEREIRA H. M., LARIGAUDERIE A. & GELLER G. 2012. — Building a global observing system for biodiversity. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4: 139-146. <http://doi.org/10.1016/j.cosust.2011.12.005>
- SPANOS K. A., FEEST A. & PETRAKIS P. V. 2009. — Improving the assessment and monitoring of forest biodiversity. *Management of Environmental Quality* 20: 52-63. <https://doi.org/10.1108/14777830910922442>
- TITTEENSOR D. P., WALPOLE M., HILL S. L. L., BOYCE D. G., BRITTEN G. L., BURGESS N. D., BUTCHART S. H. M., LEADLEY P. W., REGAN E. C., ALKEMADE R., BAUMUNG R., BELLARD C., BOUWMAN L., BOWLES-NEWARK N. J., CHENERY A. M., CHEUNG W. W. L., CHRISTENSEN V., COOPER H. D., CROWTHER A. R., DIXON M. J. R., GALLI A., GAVEAU V., GREGORY R. D., GUTIERREZ N. L., HIRSCH T. L., HÖFT R., JANUCHOWSKI-HARTLEY S. R., KARMANN M., KRUG C. B., LEVERINGTON F. J., LOH J., LOJENGA R. K., MALSCH K., MARQUES A., MORGAN D. H. W., MUMBY P. J., NEWBOLD T., NOONAN-MOONEY K., PAGAD S. N., PARKS B. C., PEREIRA H. M., ROBERTSON T., RONDININI C., SANTINI L., SCHARLEMANN J. P. W., SCHINDLER S., SUMAILA U. R., TEH L. S. L., VAN KOLCK J., VISCONTI P. & YE Y. 2014. — A mid-term analysis of progress toward international biodiversity targets. *Science* 346: 241-244. <https://doi.org/10.1126/science.1257484>
- TOMPPA E., GSCHWANTNER T., LAWRENCE M. & MC ROBERTS R. E. 2010. — *National forest inventories. Pathways for common reporting*. Springer Science, Heidelberg, Allemagne, 612 p. <https://doi.org/10.1007/978-90-481-3233-1>
- WALPOLE M., ALMOND R. E. A., BESANÇON C., BUTCHART S. H. M., CAMPBELL-LENDRUM D., CARR G. M., COLLEN B., COLLETTE L., DAVIDSON N. C., DULLOO E., FAZEL A. M., GALLOWAY J. N., GILL M., GOVERSE T., HOCKINGS M., LEAMAN D. J., MORGAN D. H. W., REVENGA C., RICKWOOD C. J., SCHUTYSER F., SIMONS S., STATTERSFIELD A. J., TYRRELL T. D., VIÉ J. C. & ZIMSKY M. 2009. — Tracking progress toward the 2010 biodiversity target and beyond. *Science* 325: 1503-1504. <https://doi.org/10.1126/science.1175466>
- YOCOZO N. G., NICHOLS J. D. & BOULINIER T. 2001. — Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 446-453. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02205-4](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02205-4)
- ZELLWEGER F., BRAUNISCH V., BALTENSWEILER A. & BOLLMANN K. 2013. — Remotely sensed forest structural complexity predicts multi species occurrence at the landscape scale. *Forest Ecology and Management* 307: 303-312. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.023>
- ZELLWEGER F., BRAUNISCH V., MORS DORF F., BALTENSWEILER A., ABEGG M., ROTH T., BUGMANN H. & BOLLMANN K. 2015. — Disentangling the effects of climate, topography, soil and vegetation on stand-scale species richness in temperate forests. *Forest Ecology and Management* 349: 36-44. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.04.008>

Soumis le 21 octobre 2016;
 accepté le 30 janvier 2017;
 publié le 19 avril 2017.