

The background of the cover is a repeating pattern of light green hexagons. A branch with green leaves is positioned diagonally across the center, partially obscured by the hexagonal pattern and the text boxes.

Programme de recherche Biodiversité et gestion forestière

Bilan 1996-2018

GIP ECOFOR

© GIP ECOFOR, Ministère de la transition écologique, 2022

Citation recommandée :

Picard N., Appora V., Landmann G., 2022. Programme de recherche « Biodiversité et gestion forestière » : bilan 1996-2018. GIP ECOFOR et Ministère de la transition écologique, Paris. 160 p.

ISBN 978-2-914770-13-2

Ministère de la transition écologique
Grande Arche de La Défense – paroi sud / Tour Séquoia
92055 La Défense
Tél. 01 40 81 21 22
www.ecologie.gouv.fr

GIP ECOFOR
42 rue Scheffer
75116 Paris
Tél. 01 53 70 21 70
www.gip-ecofor.org

Relecture : les auteurs tiennent à remercier Frédéric Gosselin et Thomas Cordonnier pour leur relecture de certains des chapitres de ce document. Leurs remarques ont permis de clarifier de nombreux propos. Les imprécisions et points de discussion qui resteraient en suspens ne relèvent que de la responsabilité des auteurs.

Maquette : adaptée de The Legrand Orange Book par Mathias Legrand et Vel.



Certains droits réservés. Ce document est mis à la disposition du public sous la Licence Creative Commons – Attribution – Pas d'Utilisation Commerciale – Partage dans les Mêmes Conditions 3.0 France (CC BY-NC-SA 3.0 FR ; <https://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/3.0/fr/legalcode>). Selon les termes de cette licence, ce travail peut être copié, diffusé et adapté à des fins non commerciales, sous réserve de mention appropriée de la source. Si le travail est adapté, il doit être sous la même licence Creative Commons ou sous une licence équivalente.



Table des matières

1	Introduction	7
----------	---------------------------	----------

I	Résultats clés	
----------	-----------------------	--

2	Les thématiques BGF à travers son lexique	15
2.1	Champs lexicaux	15
2.2	Gradient temporel	18
3	Impacts de la gestion sur la biodiversité	21
3.1	Synthèse	21
3.2	Forêts du pays de Sault (Aude)	25
3.3	Bassin de Gap-Chaudun	25
3.4	Étage montagnard de l'Aigoual	26
3.5	Caractérisation d'indicateurs de réponse à différents modes de traitement forestiers	27
3.6	Évaluation de la biodiversité forestière en Brie	28
3.7	Dynamique des écosystèmes forestiers de montagne (Pyrénées)	28
3.8	Peuplements en pessière d'altitude (Savoie)	29
3.9	GNB – Gestion, naturalité et biodiversité	30
3.10	Vallées alluviales de Champagne-Ardenne	30
3.11	Biodiversité des écosystèmes lotiques	32
3.12	SYLECOL – Sylviculture et écosystèmes lotiques	32

3.13	GEFORHET – Produire plus tout en préservant mieux la biodiversité	33
4	Biodiversité, éclaircies et substitution	35
4.1	Synthèse	35
4.2	Rôle de l'éclaircie pour la biodiversité dans les peuplements	37
4.3	Exploitation en forêt tropicale et biodiversité	37
4.4	IMPREGIO – Impact des prélèvements sur la biodiversité	38
4.5	Substitution d'essence et fonctionnement organo-minéral	38
5	Influence de la structure paysagère	41
5.1	Synthèse	41
5.2	BILISSE – Biodiversité des lisières	43
5.3	CORYLUS – Masses forestières et biodiversité	44
5.4	DISTRAFOR – Biodiversité dans la trame forestière	45
5.5	RESINE – Bois mort dans la gestion forestière	46
6	Évolution à long terme des forêts	47
6.1	Synthèse	47
6.2	Pratiques agricoles passées et biodiversité	49
6.3	Biodiversité forestière résultant des pratiques agricoles passées	49
6.4	CORYLUS – Masses forestières et biodiversité	50
6.5	DISTRAFOR – Biodiversité dans la trame forestière	51
6.6	Maturation sylvigénétique des pinèdes du Mont Ventoux	51
6.7	DYNFORDIV – Turnover et diversité en forêt tropicale guyanaise	52
7	Gestion et diversité fonctionnelle	53
7.1	Synthèse	53
7.2	Résistance aux insectes ravageurs et champignons pathogènes	55
7.3	ISLANDES – Îlots feuillus et biodiversité des Landes de Gascogne	56
7.4	Diversité fonctionnelle et réponse aux changements climatiques	56
7.5	Diversité des essences et fonctionnement du sol	57
7.6	POTENCHENE – Régénération des chênaies et consommateurs de glands	57
7.7	DISTIMACC – Diversité, stabilité et fonctionnement des mélanges	58
7.8	BIOPICC – Biodiversité et productivité des forêts	59
8	Gestion et diversité génétique	61
8.1	Synthèse	61
8.2	Flux et introgressions génétiques entre espèces forestières	61
8.3	Peupleraies sauvages et rouille foliaire	62

9	Gestion forestière et biodiversité des sols	65
9.1	Synthèse	65
9.2	Diversité des communautés d'ectomycorhizes en hêtraie	66
10	Biodiversité et changement climatique	69
10.1	Synthèse	69
10.2	Diversité fonctionnelle et réponse aux changements climatiques	71
10.3	DISTIMACC – Mélanges pour l'adaptation au changement climatique	71
10.4	BIOPICC - Biodiversité et productivité sous contrainte climatique	72
10.5	POTENCHENE – Régénération des chênaies et changement climatique	72
10.6	Biodiversité et chablis en Brie	73
11	Indicateurs de biodiversité	75
11.1	GUYASPASE – Indicateurs pour l'aménagement des massifs guyanais	77
12	Biodiversité et société	79
12.1	Synthèse	79
12.2	RESINE – Bois mort dans la gestion forestière	81
12.3	Gestion durable pour la biodiversité et coordination locale	82
12.4	OPTIQ-BIODIVERSITÉ – Territorialisation intégrée de la qualité de la biodiversité	82
12.5	AMII – Mieux mobiliser les propriétaires forestiers pour la biodiversité	83
12.6	Biodiversité et propriétaires et gestionnaires forestiers	83

II

Chiffres clés

13	Fonctionnement	87
13.1	Organismes représentés au Comité d'orientation et au secrétariat technique permanent	87
13.2	Membres du Conseil scientifique	89
13.3	Sélection des projets	91
14	Financement	93
14.1	Apports financiers par APR	93
14.2	Financement moyen par projet	94
15	Réalisations	95
15.1	Types de gestion forestière étudiée dans les projets	95
15.2	Compartiments de la biodiversité étudiés	96
15.3	Nombre moyen de partenaires par projet	96
15.4	Caractérisation des équipes participant à BGF	97
15.5	Séminaires et colloques organisés dans cadre du programme	98

15.6	Ateliers et journées organisés dans le cadre du programme	98
15.7	Production académique issue des projets	98
15.8	Activités de formation	104
15.9	Activités de communication, diffusion, culture scientifique	104

Annexes

A	Liste des projets	107
B	Méthode pour l'analyse lexicale	111
C	Publications par champ lexical	113
	Bibliographie	141



1. Introduction

Lorsque le programme de recherche « Biodiversité, gestion forestière et politiques publiques » (BGF) est lancé en 1996, la Convention sur la diversité biologique (CDB) et la directive « Habitats » de l'Union européenne n'ont que quatre ans, la résolution H2 de la seconde conférence ministérielle pour la protection des forêts en Europe (Helsinki, 1993) n'a été adoptée que depuis deux ans, et le terme « biodiversité » est lui-même un mot encore assez neuf. L'engagement de la France pour la préservation de l'environnement est certes bien plus ancien, avec notamment un ministère de l'environnement créé dès 1971 et une loi relative à la protection de la nature votée en 1976. La recherche a elle-même été mobilisée dès cette époque, dans un premier temps surtout pour des questions de gestion du patrimoine naturel : inventaires d'espèces, cartographie de leur répartition, gestion des espèces menacées ou au contraire invasives, écologie appliquée à la préservation des habitats (République française, 1997).

Le contexte du lancement du programme de recherche BGF en 1996 marque une évolution par rapport à ces premières préoccupations. Il y a d'abord l'idée, dès le début des années 1990, qu'il faut dépasser le débat opposant les zones abritant une biodiversité « remarquable » qu'il convient de protéger, des zones abritant la biodiversité « ordinaire » qui peuvent soutenir les activités socio-économiques (Barthod, 2001). Cette idée est soutenue scientifiquement par le constat que la diversité biologique ne peut pas être conservée à long terme seulement dans des réserves, et qu'il est donc nécessaire d'appliquer des principes écologiques pour gérer l'environnement en dehors des zones protégées pour préserver la diversité des populations naturelles (Brouat et Rossi, 2002). Cette évolution dans la prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière se traduit notamment par la circulaire du 28 janvier 1993 de la Direction de l'espace rural et de la forêt du Ministère de l'agriculture et de la pêche (MAP, 1993), une instruction et un guide de l'ONF (1993).

Dès lors qu'il faut dépasser l'opposition apparente entre protection et gestion, il s'agit de mieux prendre en compte la diversité biologique dans les pratiques socio-économiques. Dans son premier rapport national à la CDB en décembre 1997, la France identifie deux principaux secteurs concernés par cette meilleure intégration souhaitée des dimensions environnementales, économiques et sociales : l'agriculture et la forêt. La recherche est mise à contribution pour atteindre cet objectif. Le programme « Dynamique de la biodiversité et environnement » lancé en 1993 structure la recherche

publique française dans ce domaine et correspond à la contribution française à l'effort de recherche international sur la biodiversité dans le cadre du programme Diversitas de l'Union internationale des sciences biologiques et de l'UNESCO. Aux côtés de ce programme structurant, le programme BGF est mentionné comme une recherche devant permettre d'améliorer la gestion forestière pour mieux conserver la diversité biologique des forêts (République française, 1997).

Issu d'une initiative du Ministère en charge de l'écologie et du groupement d'intérêt public ECOFOR, avec le soutien du Ministère en charge de l'agriculture, le programme BGF a finalement duré 22 ans, avec cinq appels à propositions de recherche (APR) successifs en 1997, 2000, 2005, 2010 et 2013. Sur une durée aussi longue, le programme BGF n'a pas été un ensemble monolithique de recherches, mais a au contraire évolué dans ses objectifs spécifiques, en relation avec les résultats obtenus par d'autres travaux de recherche dans des domaines connexes, au fur et à mesure que les connaissances nouvellement acquises sur la relation entre biodiversité et gestion forestière diffusaient vers les gestionnaires et les acteurs des politiques forestières publiques, et en accompagnant l'évolution des enjeux sur la biodiversité, y compris au niveau international.

En 1997, l'objectif du **premier appel à propositions de recherche** a été de fournir des connaissances sur le fonctionnement des écosystèmes forestiers et sur les effets des actions sylvicoles, en vue d'élaborer des outils d'aide à la gestion, pour le maintien ou le développement de la biodiversité. Dix projets ont été sélectionnés lors de ce premier APR, auxquels se sont ajoutés deux autres projets qui ont été sélectionnés par d'autres canaux que l'APR (annexe A). Les projets de ce premier APR se sont intéressés pour la majorité d'entre eux à l'influence que les modalités de gestion forestière pouvaient avoir sur la biodiversité forestière, en analysant cette réponse de la biodiversité aux modes de gestion de manière statistique, sans chercher à décomposer cette réponse en processus fonctionnels.

L'**appel à propositions de recherche suivant**, en 2000, s'est ajusté pour aborder plus explicitement le rôle fonctionnel de la diversité dans le fonctionnement des écosystèmes forestiers, en posant des questions telles que : comment la biodiversité résulte-t-elle des processus écologiques ? Comment contrôle-t-elle les processus écologiques (flux d'espèces, de masse, d'énergie et de nutriments, réaction aux perturbations) ? Ce second APR a également apporté une attention particulière à la simplification supposée de la structure de la végétation qu'entraîne la rationalisation de la gestion forestière, à la fois à l'échelle du peuplement forestier et du paysage. Les huit projets sélectionnés à la suite de cet appel à propositions sont arrivés à échéance fin 2004.

Le **troisième appel à propositions de recherche** en 2005 a vu l'émergence de questions nouvelles, notamment celles liées aux indicateurs de suivi de la biodiversité, ainsi qu'à la dimension socio-économique de la biodiversité. La gestion forestière s'intègre en effet dans une logique de développement de territoire, avec ses acteurs qui peuvent avoir différentes perceptions de la biodiversité et différentes motivations pour la préserver. L'APR de 2005 a ainsi eu pour objectif de fournir des connaissances sur la réponse de la biodiversité à la gestion et à l'aménagement, sur l'influence de la biodiversité sur le fonctionnement des écosystèmes forestiers, en plaçant ces questions dans une perspective d'utilisation par la gestion. Il avait aussi pour ambition d'approfondir les connaissances des processus économiques et sociaux à l'œuvre dans la gestion de la biodiversité. Son troisième objectif était d'amorcer une réflexion sur les indicateurs de biodiversité. Huit projets ont été sélectionnés lors de cet APR. Il faut noter qu'aucun de ces huit projets n'a été à dominante économique, en dépit de l'ouverture faite à l'analyse économique dans l'APR.

Une évaluation du programme BGF a été menée en 2008. Elle a été l'occasion de faire un premier bilan du programme sur ses douze premières années d'existence et de remettre à plat les orientations du programme au regard de l'évolution du contexte et des enjeux sur la biodiversité (Bussillet *et al.*, 2008). La montée en puissance des politiques climatiques, la politique de Trame verte et bleue issue du Grenelle de l'environnement de 2007, les Assises de la forêt de 2007 (Halley des Fontaines, 2008), le besoin d'indicateurs de biodiversité, l'intérêt croissant porté aux services écosystémiques,

la recherche de compromis entre production forestière et conservation de la biodiversité, ou encore l'aide au développement dans les zones forestières tropicales ont amené à faire évoluer les questions scientifiques abordées par le programme BGF. Le **quatrième appel à propositions** de 2010 s'est ainsi focalisé sur les questions d'observation de la biodiversité en lien avec les pratiques de gestion, d'hétérogénéité et de fragmentation des paysages, des relations entre parties prenantes et des situations contradictoires des politiques publiques, et enfin des services écosystémiques rendus par la biodiversité. Huit projets ont été sélectionnés lors de cet APR.

Le **cinquième et dernier appel à propositions** de BGF fin 2013 est parti du constat que les interactions entre biodiversité et gestion forestière ne pouvaient désormais plus se concevoir sans prendre en compte les modifications du climat. Cet APR s'est donc inscrit à l'intersection de trois domaines des politiques publiques : préservation de la biodiversité, réponse au changement climatique, et promotion de gestions forestières durables. Conforme à l'objectif général du programme BGF de renforcer les liens entre gestion, recherche et politiques publiques, cet APR a visé à étoffer l'apport d'éléments d'aide à la décision aux responsables concernés par la préservation de la biodiversité dans les forêts. Il a mis l'accent sur des questions scientifiques centrées sur les interactions, à l'échelle écosystémique, entre biodiversité et gestion forestière dans un contexte de changement climatique. Il a tenu compte, d'une part, sur le plan écologique, de la structure, de la composition, de la dynamique et du fonctionnement des écosystèmes et, d'autre part, sur le plan humain, de l'interprétation des informations par l'ensemble des acteurs et de la chaîne menant de l'information à la décision d'agir ou de ne pas agir. Cinq projets ont été sélectionnés lors de ce dernier APR. Au total, ce sont donc 41 projets de recherche que l'on peut rattacher au programme BGF sur ses 22 ans d'existence (annexe A).

Quel bilan ? Trois ans après la fin du programme BGF, il est tentant de chercher à mesurer l'impact que ce programme de recherche a pu avoir, que ce soit dans le paysage des connaissances scientifiques sur la relation entre gestion forestière et biodiversité, dans l'évolution des pratiques de gestion forestière, ou dans les orientations forestières définies par les politiques publiques. On pourrait identifier de multiples résultats scientifiques qui font aujourd'hui partie du corpus des connaissances acquises, des outils qui sont aujourd'hui couramment utilisés dans la gestion forestière, ayant, de manière plus ou moins directes, en complément plus ou moins fort des résultats d'autres programmes, bénéficié des résultats des projets du programme BGF. Pour ne citer qu'un exemple parmi cent, l'indice de biodiversité potentielle (IBP) publié en 2008 et qui est aujourd'hui un outil utilisé dans la gestion forestière, par exemple dans les méthodologies du label bas-carbone (MTES et CNPF, 2020), a pu s'appuyer pour son développement sur des résultats issus des premiers projets BGF (Larrieu et Gonin, 2008). Dans une sorte de processus itératif, l'IBP a ensuite pu être évalué en tant qu'outil de gestion par des projets BGF ultérieurs, notamment le projet GNB de l'APR 2010, de sorte qu'à la fois le développement de l'IBP et sa validation doivent quelque chose au programme BGF (Nivet *et al.*, 2012 ; Basilio *et al.*, 2014b).

Départager ce qui dans les connaissances scientifiques, dans les outils de gestion ou dans les choix des politiques publiques revient au programme BGF et ce qui revient à d'autres programmes de recherche n'est cependant pas chose aisée tant les différents programmes se sont construits en complément les uns des autres, que ce soit d'un point de vue thématique ou d'un point de vue géographique. Pour reprendre l'exemple de l'IBP, son développement a fait l'objet d'un programme de recherche et développement spécifique, distinct de BGF. Dès son origine, le programme BGF a été conçu comme une déclinaison au niveau forestier de questionnements de recherche sur la gestion de la diversité écologique, au côté d'autres programmes de recherche tels que le programme « Dynamique de la biodiversité et environnement » (contribution française au programme international *Diversitas*, lancé en 1993), le programme national « Recréer la nature » (lancé en 1995), le programme « Sols et forêts tropicaux » (SOFT, lancé en 1990), les appels à projets de recherche de 1994 et 1997 sur la diversité génétique du Bureau des ressources génétiques, ou encore le

programme national de recherche sur les zones humides (lancé en 1995) (République française, 1997).

Tout au long de ses 22 ans d'existence, le programme BGF a côtoyé bien d'autres programmes de recherche complémentaires, tout en maintenant sa spécificité biodiversité et forêt : programme « Actions publiques, agriculture et biodiversité » (DIVA) du ministère en charge du développement durable, de 2002 à 2016 ; programme « Écosystèmes tropicaux » du même ministère, de 1999 à 2010 ; programme « Gestion et impacts des changements climatiques » (GICC) de 1999 à 2019 ; programme « Biodiversité » de l'Agence nationale de la recherche (ANR) ; programme « Systèmes, territoires, ressources vivantes et agriculture » (Systerra) de l'ANR ; programme « Recherche sur l'atténuation du changement climatique par l'agriculture et la forêt » (REACCTIF) de l'Agence de la transition écologique (ADEME), pour n'en mentionner que quelques uns au niveau national.

Objectif du rapport. Le présent rapport vise à faire une synthèse des résultats des projets du programme BGF. En quelques dizaines de points, nous avons tâché de faire ressortir les principaux résultats scientifiques et sujets d'intérêt pour les gestionnaires et politiques publiques qui ressortent du programme. Ce rapport peut être vu comme une clé d'entrée du programme permettant, en fonction d'une question donnée, d'accéder aux connaissances sur la question qui ont été produites par BGF. Nous ne détaillons pas ici ces connaissances mais renvoyons aux rapports des projets et aux synthèses déjà produites dans le cadre de BGF qui fournissent ces informations. Pour rendre autant que possible à BGF ce qui est à BGF, nous nous sommes appuyés essentiellement sur le contenu des rapports des 41 projets du programme (annexe A), mais aussi sur les bilans intermédiaires du programme qui ont été réalisés en 2004 et 2010 (Millier *et al.*, 2004 ; Bonhême et Millier, 2010), sur l'évaluation du programme de 2008 (Bussillet *et al.*, 2008), sur les ouvrages de synthèse publiés dans le cadre du programme (Gosselin et Laroussinie, 2004 ; Nivet *et al.*, 2012), et sur l'ensemble des cinq synthèses thématiques réalisées à ce jour dans le cadre du programme (Basilico *et al.*, 2014a,b,c ; Nivet *et al.*, 2018 ; Picard, 2020).

Mise en garde. Ce rapport n'est pas une synthèse des connaissances sur les relations entre la biodiversité et la gestion forestière. En particulier nous n'avons pas cherché à rediscuter les résultats des projets du programme BGF à la lumière de résultats scientifiques plus récents. Nous renvoyons aux synthèses de connaissance qui ont pu être produites par ailleurs dans le cadre d'autres projets (par exemple Massu et Landmann, 2011), ainsi qu'aux recommandations et guides qui ont pu être produits à partir de ces synthèses (par exemple Gosselin et Paillet, 2010 ; Paillet et Gosselin, 2011 ; Gosselin et Gosselin, 2021).

Ce rapport n'a pas l'ambition non plus de produire des recommandations à l'attention des gestionnaires ou des politiques publiques. Même si des sujets d'intérêt pour les gestionnaires ou les politiques publiques sont identifiés dans chaque thématique abordée, il reste plusieurs étapes à franchir pour convertir ces propositions en recommandations, à savoir les étapes de confrontation de ces propositions à d'autres résultats, de consolidation, et de validation. Enfin, ce rapport, s'il mentionne des pistes pour faire évoluer la gestion forestière en lien avec la biodiversité, ne précise pas plus les modalités pratiques et la faisabilité opérationnelle de ces évolutions que ne l'ont fait les projets BGF eux-mêmes. Bref, cette synthèse du programme BGF ne réinterprète pas les résultats des projets BGF à la lueur de développements plus récents de la connaissance et ne prétend pas fournir les outils opérationnels pour une mise en œuvre concrète de ces résultats dans la gestion ou les politiques forestières. Elle a pour seule ambition de montrer ce que les projets BGF ont produit, ce qui nécessite aussi de rester dans les limites de cette production.

Chaque projet scientifique est une tentative particulière, qui lève partiellement le voile sur une connaissance d'ensemble qui est longue et difficile à acquérir. Dans ce long processus scientifique de production de connaissances, il n'est pas anormal d'observer des résultats à première vue contradictoires, que ce soit entre projets ou même au sein d'un même projet. Nous ne prétendons

donc pas ici tirer des leçons générales, même si nous cherchons dans ce rapport à exprimer les résultats des projets sous une forme générale. La construction d'une connaissance scientifique nécessite de construire la grande image à partir de tous les fragments épars que constitue chaque cas d'étude. Il s'agit nécessairement d'un processus avec des aller-retour, des vérités partielles et temporaires, la remise en cause incessante de résultats que l'on pouvait penser acquis. Ce rapport n'a pas la prétention de fournir des connaissances consolidées et définitives. C'est plutôt un état des lieux à l'issue du programme BGF, tel qu'il ressort de la lecture des rapports des projets. Ce rapport peut avoir la faiblesse de généraliser des résultats sur la base d'un nombre trop restreints de projets. Les projets BGF indiquent presque toujours dans leurs conclusions que de nouvelles recherches doivent être menées pour consolider les résultats entraperçus lors de leurs travaux. Ce rapport prend le contrepied de cette posture prudente en assumant de présenter des généralités. En contrepartie, la précaution d'usage de ce rapport sera d'envisager que ses conclusions ne sont peut-être que des étapes temporaires sur la voie de la connaissance.

Plan du rapport. Ce rapport comporte deux parties : résultats clés et chiffres clés. La seconde de ces parties présente les principales statistiques du programme, que ce soit en termes de fonctionnement, de financement ou de productions.

Dans la première partie, nous avons dans un premier temps cherché à cartographier les différents projets du programme BGF sur la base d'une analyse lexicale (chapitre 2). Il en ressort d'une part une classification des termes utilisés dans le corpus des textes des projets selon différents champs lexicaux et, d'autre part, une description de l'évolution dans le temps de l'utilisation par les projets de ces différents champs lexicaux. Chaque projet étant à cheval sur plusieurs champs lexicaux, il n'était pas pratique de structurer ce rapport en fonction des champs lexicaux. Nous avons donc préféré repartir des thématiques identifiées dans les APR successifs pour structurer le rapport en dix chapitres qui abordent autant de thématiques, avec une certaine cohérence entre ces thématiques et les champs lexicaux mais sans qu'il n'y ait de correspondance un à un entre ces deux catégories. Pour chaque thématique, sont présentés les résultats clés, les sujets d'intérêt pour les gestionnaires et les sujets d'intérêt pour les politiques publiques qui ressortent du programme BGF. Chaque projet est présenté très succinctement à l'appui de chacun de ces résultats clés, sachant qu'un même projet aborde généralement plusieurs thématiques et peut donc figurer dans plusieurs chapitres. Des sujets d'intérêt sont également identifiés pour chaque projet, en précisant que ces sujets restent propres à chacun des projets et que leur généralisation nécessite la confrontation à d'autres résultats.

Résultats clés

2	Les thématiques BGF à travers son lexique ...	15
3	Impacts de la gestion sur la biodiversité	21
4	Biodiversité, éclaircies et substitution	35
5	Influence de la structure paysagère	41
6	Évolution à long terme des forêts	47
7	Gestion et diversité fonctionnelle	53
8	Gestion et diversité génétique	61
9	Gestion forestière et biodiversité des sols	65
10	Biodiversité et changement climatique	69
11	Indicateurs de biodiversité	75
12	Biodiversité et société	79



2. Les thématiques BGF à travers son lexique

Une première façon d'aborder les thématiques traitées par le programme BGF est à travers le lexique utilisé par les publications produites par le programme. Sur la base de l'ensemble des rapports de projets et publications scientifiques issus de ces projets disponibles en novembre 2020, soit un corpus de 215 documents au total, une analyse lexicale des mots utilisés dans les titres et les résumés a été réalisée (cf. annexe B pour des précisions sur la méthode). Cette analyse lexicale repose sur la co-occurrence des termes dans les différents documents. C'est une approche purement statistique qui ne tient pas compte de la signification des mots. Cette analyse lexicale ne se substitue donc pas à l'analyse des textes. Elle permet du moins de faire ressortir différents champs lexicaux, qui peuvent être interprétés ensuite en fonction des thématiques scientifiques abordées par le programme BGF. L'analyse lexicale permet également de voir comme se structurent les différentes publications produites par le programme BGF en fonction de ces champs lexicaux. Enfin, en reliant les champs lexicaux aux années de publications des documents qui se rattachent à ces champs, l'analyse permet de voir à quels moments les différents champs lexicaux ont été abordés au cours du temps par BGF tout au long de ses 22 ans d'existence.

2.1 Champs lexicaux

L'analyse lexicale des termes en anglais utilisés dans les titres et les résumés de 215 articles et rapports produits dans le cadre de BGF permet de distinguer 9 champs lexicaux (figure 2.1). Le premier en nombre de termes, avec 51 termes qui s'y rattachent, (en rouge dans la figure 2.1) correspond au champ lexical du **fonctionnement de l'écosystème forestier** et de sa dynamique, avec des termes tels que : compétition, croissance, tolérance à l'ombre, densité du peuplement, effort de reproduction, trait, herbivorie, interactions, productivité forestière, production de graines, dynamique de la fructification et « masting » (cf. note n° 1), stabilité temporelle, modèle de dynamique forestière, effort de reproduction ou taux de survie. Il est intéressant de noter que se rattachent également à ce groupe des éléments du champ lexical du **changement climatique** avec des termes tels que : climat, changement climatique, sécheresse, saison, température, stress hydrique, résilience ou résistance, ainsi que quelques éléments du champ lexical de la diversité (hétérogénéité en taille des arbres, diversité spécifique, forêt mélangée). Trois essences, le chêne

Note 1 Masting — La production de fruits chez certaines plantes pérennes varie considérablement d'une année à l'autre. C'est notamment le cas du chêne dont les glandées sont irrégulières d'une année à l'autre. Cependant un certain rythme semble s'imposer à l'échelle de la population, avec des fructifications abondantes certaines années, suivies d'années à faible fructification. Ce régime de fructifications massives, intermittentes et synchronisées à l'échelle d'une population est désigné par le terme anglais de « masting » ou encore « mast seeding » (Kelly et Sork, 2002).

sessile, le chêne pédonculé et le bouleau, sont par ailleurs rattachées à ce groupe lexical, ce qu'il faut interpréter comme le résultat d'une association privilégiée entre certains sujets traités et ces essences (par exemple la question du « masting » a été traitée pour les chênes). Les thématiques de la diversité fonctionnelle (chapitre 7) et du changement climatique (chapitre 10) utilisent assez largement ce champ lexical.

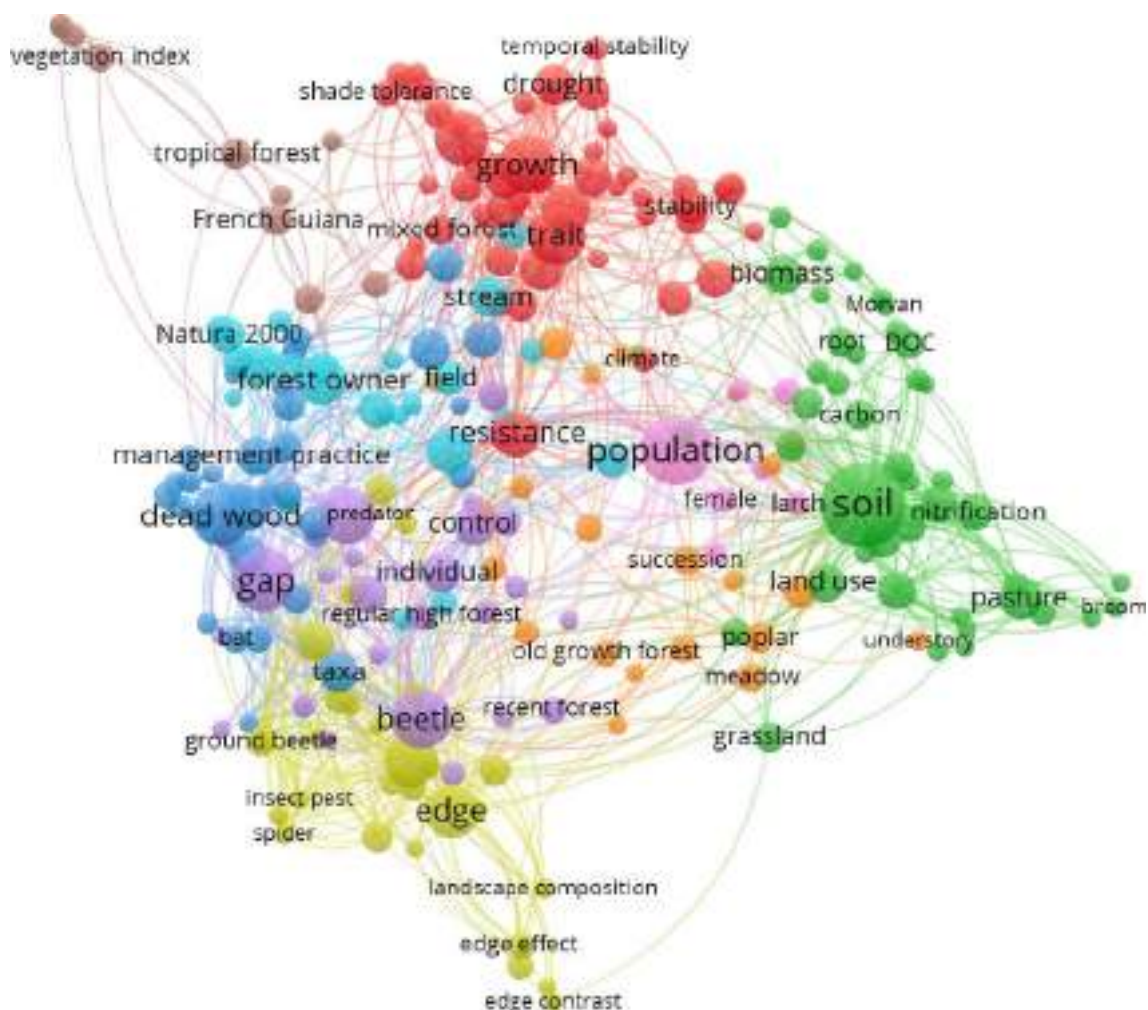


FIGURE 2.1 – Carte de 246 termes (en anglais) issus des titres et résumés de 215 articles et rapports produits dans le cadre de BGF en fonction de leur similarité (deux termes sont d'autant plus proches dans la carte qu'ils sont utilisés conjointement dans les documents). Chaque bulle correspond à un terme (mais pour des raisons de lisibilité de la figure, tous les termes ne sont pas écrits). La taille du texte et des bulles représente le nombre d'occurrence du terme dans les documents. L'épaisseur du lien entre deux termes représente le nombre de co-occurrences de ces termes. Les couleurs correspondent à des groupes de termes qui tendent à être employés ensemble dans les documents. Abréviation : DOC = dissolved organic carbon.

On peut noter que la montée en puissance de la question du changement climatique, notamment dans le dernier APR en 2013, a eu lieu à un moment où le programme BGF s'était recentré sur le rôle fonctionnel de la biodiversité dans le fonctionnement de l'écosystème forestier plutôt que sur la réponse des taxons à la gestion forestière comme au début du programme. Il est donc cohérent que le champ lexical du changement climatique soit associé à celui du fonctionnement de l'écosystème forestier et qu'on ne retrouve pas de champ lexical lié à la réponse des taxons au changement climatique.

Le deuxième groupe (en vert dans la figure 2.1), qui comporte 44 termes, rassemble des termes du champ lexical des **sols** et de l'**usage des sols**. En lien avec les sols, on retrouve des termes tels que fertilisation, sol forestier, horizon du sol, activité microbienne et communauté microbienne, minéralisation, humidité du sol, taux d'azote, dépôt d'azote, disponibilité en azote, nitrates, nitrification, teneur en nutriments, matière organique, carbone organique dissous, racines. En lien avec l'usage des sols, on trouve des termes tels qu'abandon de la gestion, colonisation, colonisation par les genêts, prairies, pâturages, usage du sol, utilisation passée du sol, forêt naturelle, forêt ancienne, substitution d'espèces. Le rapprochement au sein du même groupe du champ lexical des sols et du champ lexical de l'usage des sols n'est pas simplement dû à une interférence du mot « sol » qui revient dans les deux expressions puisque l'analyse lexicale a été faite en anglais et que les expressions anglaises sont bien distinctes (« soils » dans un cas et « land use » dans l'autre). Il faut plutôt interpréter ce rapprochement comme une indication que les études sur les sols forestiers se sont généralement faites en comparaison à un usage non forestier du sol, ou dans des situations d'évolution entre la forêt et un autre usage du sol. Deux essences, le douglas et l'épicéa, et deux régions, le Morvan et les Vosges, sont par ailleurs associées à ce groupe lexical. Les thématiques de l'évolution à long terme des forêts (chapitre 6) et de la biodiversité des sols (chapitre 9) utilisent assez largement ce champ lexical.

Le troisième groupe (en bleu foncé dans la figure 2.1), qui comporte 32 termes, correspond au champ lexical des **habitats et de la gestion de la biodiversité**, avec des termes tels que conservation de la biodiversité, réserve forestière, indicateurs de biodiversité, taxa, plante vasculaire, bryophytes, grand arbre, cavités, chauves-souris, coléoptère saproxylique, bois mort, arbre mort sur pied (chicot), structure forestière, microhabitat, ouverture du milieu, lisière. Un certain nombre de termes appartenant également à ce groupe font plus généralement référence à la **gestion forestière** : gestionnaire de la forêt, pratiques de gestion, éclaircie, production de bois d'œuvre, volume de bois, forêt non gérée. La thématique de l'impact de la gestion sur la biodiversité (chapitre 3) et celle des éclaircies et de la substitution (chapitre 4) utilisent non exclusivement ce champ lexical.

Le quatrième groupe (en jaune dans la figure 2.1) comporte 29 termes en lien avec la **structuration spatiale** des peuplements, avec des termes tels que connectivité, lisière, effet de lisière et contraste de lisière, fragmentation, haies, composition du paysage, variable de paysage, habitat ouvert, distribution spatiale et hétérogénéité spatiale. D'autres termes de ce groupe se rattachent au sujet de la **biodiversité** : oiseaux, champignons, coléoptère terrestre, araignées. L'analyse lexicale n'a pas fait ressortir le terme de « service écosystémique » pourtant bien présent dans le corpus de textes (le score de pertinence de ce terme était trop faible), mais des termes de ce quatrième groupe lexical semblent bien se rattacher à certains services écosystémiques de régulation : insectes ravageurs, pollinisation, prédateur, ennemi naturel, risque. Enfin ce quatrième groupe lexical semble ancré dans des problématiques propres aux plantations de pins des Landes car les termes suivants appartiennent à ce groupe : Landes de Gascogne, pin maritime, forêt plantée, jeune plantation. La thématique de l'influence de la structure paysagère (chapitre 5) correspond assez nettement à ce champ lexical.

Le cinquième groupe (en violet dans la figure 2.1), qui comporte 26 termes, est lié au thème de l'**hétérogénéité des peuplements forestiers** avec des termes tels que : composition des assemblages d'espèces, groupe écologique, continuité forestière, trouée, peuplement irrégulier ou forêt

irrégulière, forêt régulière, réponse spécifique, contrôle ou tempête. Les termes **forêts anciennes** et **forêts récentes** figurent également dans ce groupe lexical, de même que le terme scarabée. Deux essences, le chêne liège et le chêne vert, sont par ailleurs rattachées à ce groupe lexical. Ce champ lexical est utilisé dans plusieurs chapitres, notamment en lien avec la thématique de l'influence de la structure paysagère (chapitre 5).

Le sixième groupe (en bleu clair dans la figure 2.1), qui comporte 24 termes, se rattache au thème des **approches participatives** et des **politiques publiques**, avec des termes tels que : action collective, propriétaire forestier, gestionnaire, Natura 2000, participation, politique publique, protection, partie prenante, durabilité, gestion durable des forêts. D'autres termes de ce groupe lexical touchent plutôt à l'usage des forêts, avec des termes tels que : taillis, ressource forestière. Une essence, le hêtre, est par ailleurs rattachée à ce groupe lexical, ce qui peut provenir d'une localisation géographique préférentielle des projets qui se rattachent à ce groupe. Ce sixième groupe concentre le lexique relatif aux sciences humaines et sociales, qui répondaient à des axes des APR 2005 et 2010. On notera l'absence de tout lexique relatif à l'économie forestière, pourtant invoquée dans l'APR 2005. La thématique « Biodiversité et société » (chapitre 12) correspond assez nettement à ce champ lexical.

Le septième groupe (en orange dans la figure 2.1), qui comporte 22 termes, est plus difficile à cerner. On y retrouve des termes liés aux territoires (territoire, échelle du paysage, échelle locale...) et à l'usage des forêts, mais aussi des termes divers ou généraux tels que : avifaune, communauté d'oiseaux, surface forestière, environnement forestier, environnement ouvert, diversité fonctionnelle, structure génétique, succession, sous-bois... Une essence, le peuplier, se trouve rattachée à ce groupe lexical. La thématique de l'impact de la gestion sur la biodiversité (chapitre 3) utilise en partie ce champ lexical.

Le huitième groupe (en marron dans la figure 2.1), qui comporte 10 termes, se distingue parce qu'il a trait aux **forêts tropicales**, avec des termes tels que : Afrique centrale, Guyane française, Guyanes ou forêt tropicale. Il est intéressant de noter que ce groupe se distingue aussi par des termes du domaine de la **télédétection** (distribution de la réflectance, indice de végétation), indiquant que la télédétection a surtout été utilisée dans des études sur les forêts tropicales. On retrouve ce champ lexical dans les chapitres 6 et 11 qui traitent en fait de thématiques bien plus vastes que ce champ. Le neuvième et dernier groupe (en magenta dans la figure 2.1), avec 8 termes, se distingue par des termes du domaine de la **génétique** et de la **reproduction** (diversité génétique, population, isolats, reproduction, femelle). Une essence, le mélèze, est par ailleurs rattachée à ce groupe lexical. La thématique de la diversité génétique (chapitre 8) correspond assez nettement à ce champ lexical.

Comme un portrait en creux, l'absence de certains termes dans la carte produite par l'analyse lexicale est également source d'enseignements. On a déjà mentionné l'absence du terme « service écosystémique » dans la carte lexicale, bien que ce terme soit bien présent dans le corpus de textes analysé (ainsi que dans le texte des APR 2010 et 2013). Ce terme a été éliminé car son score de pertinence était trop faible. Si on « force » l'algorithme utilisé pour l'analyse lexicale à conserver ce terme, il est alors positionné sur la carte dans le groupe lexical n° 3.

Les publications et rapports associés à chacun des termes de chaque champ lexical sont listés en annexe C.

2.2 Gradient temporel

Les différents domaines correspondant aux neuf groupes lexicaux correspondent aussi à un gradient temporel (figure 2.2). Les 215 documents analysés ont essentiellement été publiés à partir de 2000 (un seul document est antérieur à 2000), qui est l'année où les projets du premier appel à propositions de BGF se sont terminés. Les dates de publication s'étalent ensuite régulièrement jusqu'en 2020. Lorsque l'on fait la moyenne des dates de publication des documents dans lesquels se trouve un terme donné, le rang temporel de ces dates moyennes est logiquement un peu plus

2008,7),

- groupe n° 4 du lexique de la structuration spatiale (date médiane de 2009,4),
- groupe n° 7 généraliste (date médiane de 2010),
- groupe n° 6 du lexique des approches participatives et des politiques publiques (date médiane de 2011),
- groupe n° 3 des habitats et de la gestion de la biodiversité (date médiane de 2015,1),
- groupe n° 1 du lexique du fonctionnement de l'écosystème forestier (date médiane de 2016,4)
- et enfin le groupe n° 8 du lexique des forêts tropicales et de la télédétection (date médiane de 2016,7).

Les différences de date de publications entre groupes sont statistiquement significatives (analyse de variance à un facteur, $F = 14,7$, $p\text{-value} < 0,001$), avec un saut entre les groupes n° 2, 4-7 et 9 (qui ont des dates médianes antérieures ou égales à 2011) d'une part et les groupes n° 1, 3 et 8 (qui ont des dates médianes postérieures ou égales à 2015) d'autre part. Ce gradient temporel est cohérent avec la chronologie des APR et de l'évolution dans le temps des différentes thématiques auxquelles les APR avaient accordé la priorité, comme rappelé en introduction. Le principal enseignement de cette analyse temporelle est la rupture thématique entre la période antérieure à 2011 et celle postérieure à 2015 qui, compte-tenu des délais de production et de publication des résultats scientifiques, correspond à une rupture thématique entre les trois premiers APR et les deux derniers. Cette rupture est en partie due à l'émergence des thématiques des relations société-biodiversité et des indicateurs de biodiversité forestière dans l'APR 2010 mais, surtout, à l'importance prise par la question climatique à partir de l'APR 2010.

A photograph of a forest path with logs on the sides. The path is made of dirt and leads into a dense forest. On either side of the path, there are large logs stacked up, suggesting a logging operation. The trees are tall and green, and the sunlight filters through the canopy.

3. Impacts de la gestion sur la biodiversité

3.1 Synthèse

La gestion forestière peut être vue comme un facteur influençant la structure et le fonctionnement de l'écosystème forestier, au même titre que les facteurs naturels qui influencent sa structure et son fonctionnement, qu'ils soient biotiques (compétition entre essences, interactions plantes-animaux...) ou abiotiques (sols, climat, topographie...). Selon ce point de vue, la gestion forestière est un facteur externe à l'écosystème et qui s'impose à lui comme une variable de forçage. Il est alors légitime de s'interroger sur les effets que les modes de gestion forestière en tant que tels peuvent avoir sur la biodiversité forestière. Cette question a été au centre d'un bon nombre de projets du programme BGF, en particulier ceux du premier appel à propositions lancé en 1997. On entrevoit la façon d'aborder la question : il s'agira de comparer les niveaux de biodiversité de peuplements forestiers soumis à des modes de gestion contrastés, en contrôlant au mieux les autres facteurs susceptibles d'expliquer les variations de biodiversité. Les principales modalités de gestion forestière considérées par BGF sont résumées dans le tableau au § 15.1.

Les projets BGF ont démontré qu'il n'y avait pas de réponse simple et univoque à cette question. Bien souvent, la diversité spécifique diffère finalement peu entre des modes de gestion forestière pourtant très contrastés, comme des forêts gérées intensivement, mises en vis-à-vis de forêts subnaturelles (exemple du projet du bassin de Gap-Chaudun, cf. section 3.3). La diversité spécifique peut répondre à des caractéristiques du peuplement forestier qui sont influencées par la gestion forestière (le volume de bois mort par exemple). Mais il est arrivé aussi dans les cas d'études BGF que ces caractéristiques qui contrôlent la biodiversité aient été sans rapport avec la gestion forestière, ou aient varié selon des gradients transverses au gradient des modalités de gestion forestière. Cela s'est observé pour la composition spécifique, pour des gradients de structure forestière ou pour des gradients environnementaux. Il ressort aussi des projets BGF que les modalités de gestion forestière interagissent avec les facteurs du milieu, de sorte qu'une même modalité n'a pas le même effet selon le contexte local. On peut ainsi tirer de l'ensemble des projets BGF un premier résultat clé.

Résultat clé 1 Le mode de gestion forestière n'est généralement pas une donnée suffisante pour

prédire la biodiversité : un même mode de gestion peut correspondre à différents niveaux de biodiversité en fonction d'autres gradients et, inversement, le même niveau de biodiversité peut se retrouver dans des peuplements soumis à différents modes de gestion.

Cette assertion, qui concerne la diversité spécifique totale, est à nuancer quand on se restreint à des groupes d'espèces (telles que les espèces forestières, ou les espèces rares, ou les espèces menacées). Dans ce cas des relations plus explicites entre le mode de gestion forestière et la biodiversité peuvent être décrites.

Dans bon nombre de projets BGF, les chercheurs se sont attachés à examiner la biodiversité le long de gradients : gradient de lumière, d'ouverture de la canopée, de sols, d'humus... Implicitement, la gestion forestière avec ses différentes modalités est vue comme un gradient de plus à examiner. La théorie des niches en écologie prédit que chaque espèce est inféodée à une combinaison donnée de modalités le long de ces différents gradients. En accord avec cette théorie, le long d'un gradient, une espèce remplacera une autre. Par exemple le long d'un gradient allant d'un milieu ouvert à un couvert fermé à l'échelle d'un paysage, la flore héliophile laissera la place à la flore sciaphile. Ces réponses individuelles des espèces ne présument en rien de la diversité des communautés qu'elles forment en s'assemblant : une communauté d'espèces riche en espèces héliophiles dans un milieu forestier ouvert n'est *a priori* ni plus pauvre ni plus riche qu'une communauté d'espèces riche en espèces sciaphiles en milieu forestier fermé. Les résultats des projets BGF sont globalement cohérents avec la théorie des niches et cette vision d'une réponse individuelle des espèces le long de gradients.

Résultat clé 2 À un niveau donné d'un facteur environnemental (c'est-à-dire un niveau d'éclairement, un niveau d'ouverture de la canopée, un type de sol, une unité topographique, un mode de gestion forestière...) ne correspond pas nécessairement un optimum de biodiversité totale. C'est plutôt la variabilité des niveaux, c'est-à-dire l'hétérogénéité du facteur, qui favorise la biodiversité.

La combinaison des deux résultats précédents permet de comprendre pourquoi la relation entre gestion forestière et biodiversité n'est pas univoque. À l'échelle du paysage, l'exploitation forestière, en ouvrant localement la canopée, peut par exemple favoriser l'installation d'un cortège d'espèces colonisatrices ou héliophiles. Il faut pour cela que la coupe forestière soit assez vaste en superficie : la coupe d'arbres isolés ne ferait que favoriser la croissance latérale des arbres voisins sans pour autant favoriser l'installation d'une communauté d'espèces colonisatrices, héliophiles ou spécialistes des milieux ouverts. Partant d'un milieu forestier fermé dominé par une communauté d'espèces forestières, l'exploitation forestière peut dans ce cas contribuer à augmenter la richesse et la diversité spécifique. À l'opposé des milieux ouverts, les peuplements très avancés dans leur développement, voire proches du stade de déclin, peuvent aussi favoriser des cortèges d'espèces particuliers : flore sciaphile et faune dépendant des très gros arbres et d'arbres morts. À l'échelle du paysage et partant de peuplements forestiers gérés avec des coupes cycliques avec une durée de rotation moyenne, une gestion forestière favorisant les cycles d'exploitation très longs ou la non-exploitation forestière peuvent dans ce cas contribuer également à augmenter la richesse et la diversité spécifique (cf. § 3.8 par exemple). Ces deux exemples illustrent comme des modes de gestion opposés – la coupe rase et la non-exploitation forestière – peuvent chacun à leur façon favoriser la biodiversité forestière lorsque le contexte s'y prête.

Comme précédemment, ces considérations qui concernent la richesse spécifique totale sont à nuancer quand on considère différents groupes écologiques, par exemple les espèces forestières et non forestières. Si un groupe d'espèces doit être favorisé, certains modes de gestion forestière seront à privilégier, en fonction des réponses différenciées des différents groupes aux différents modes de gestion.

Si on considère que l'exploitation forestière est une perturbation, d'origine humaine mais déclenchant une réponse de l'écosystème forestier selon des processus qui sont les mêmes que pour les perturbations d'origine naturelle, les résultats des projets BGF sont globalement cohérents avec la théorie de la perturbation intermédiaire (note n° 2) et aboutissent au résultat clé suivant :

Résultat clé 3 Pour favoriser la biodiversité forestière, ce qui importe en définitive est fondamentalement de maintenir l'hétérogénéité entre peuplements à l'échelle du massif forestier : hétérogénéité structurelle, mimant les différents stades d'évolution d'un peuplement naturel au sein d'une mosaïque sylvatique ; hétérogénéité des habitats.

Note 2 **Théorie de la perturbation intermédiaire** — Des niveaux élevés de perturbation dans une forêt favorisent les espèces pionnières ou héliophiles au détriment des espèces sciaphiles venant en fin de succession. À l'inverse, des niveaux faibles de perturbation favorisent les espèces sciaphiles au détriment des pionnières. La théorie de la perturbation intermédiaire prédit que la diversité spécifique à l'échelle du massif forestier est maximale quand le niveau des perturbations qui affectent les peuplements est intermédiaire, permettant aussi bien aux espèces précoces qu'aux espèces tardives de la succession de coexister (Connell, 1978).

La gestion forestière, si elle est elle-même diversifiée et ajustée aux contextes locaux, peut contribuer à maintenir cette hétérogénéité (en particulier l'hétérogénéité structurelle). Il s'agit notamment de faire en sorte que tous les stades d'évolution d'un peuplement soient représentés à l'échelle du massif forestier, depuis les stades ouverts précédant la régénération jusqu'aux stades de sénescence. Il n'est pas nécessaire que tous ces stades soient représentés en proportions surfaciques égales. En particulier le stade de milieu ouvert peut être rare car les espèces pionnières spécifiques à ce type de milieu ont généralement des capacités de dispersion forte, leur permettant d'atteindre ces milieux même s'ils sont distants. Ce résultat sur le lien entre l'hétérogénéité du milieu et la biodiversité totale tient également pour des systèmes arborés moins naturels que les forêts, comme les peupleraies (cf. projet des vallées alluviales de Champagne-Ardenne en section 3.10). Cette hétérogénéité peut être assurée à l'échelle du paysage pour peu que les forêts restent connectées, ce qui implique que la fragmentation forestière soit peu importante.

Les résultats de plusieurs projets BGF indiquent également que les diversités spécifiques de différents groupes taxonomiques (arbres, flore, faune, microfaune...) évoluent globalement dans le même sens, soit que la diversité des habitats favorisent simultanément la diversité des différents groupes taxonomiques, soit que la diversité d'un groupe taxonomique donné (les projets BGF se sont principalement intéressés aux essences forestières) favorise la diversité des habitats et des ressources, et donc celle des autres groupes taxonomiques. Même si les relations entre les diversités de différents groupes taxonomiques sont plus complexes que ce qui est énoncé ici quand on les analyse plus finement (cf. fiche 2 dans Gosselin et Laroussinie, 2004), voire même que certains projets BGF vont à son encontre (par exemple le projet GNB, cf. § 3.9), le résultat clé suivant peut être formulé :

Résultat clé 4 La diversité des essences au sein des peuplements a globalement un effet positif sur la biodiversité, tant au sein des peuplements que dans les écosystèmes qui les bordent (y compris les écosystèmes aquatiques que constituent les cours d'eau forestiers).

Il n'y a pas de règle de gestion générale permettant d'associer un mode de gestion forestière à un niveau de biodiversité ou permettant de faire des recommandations universelles sur les pratiques de gestion. Tout dépend de l'état des peuplements et du contexte, la même mesure de gestion pouvant avoir une effet bénéfique ou néfaste sur la biodiversité, ou des mesures de gestion opposées pouvant être simultanément bénéfiques. Par exemple dans une forêt à couvert uniformément fermé,

L'ouverture locale du milieu par la coupe pourra avoir un effet bénéfique sur la biodiversité en permettant à des espèces spécialistes des milieux ouverts ou de la recolonisation forestière de s'installer ; simultanément, mais en d'autres endroits de la forêt, laisser le peuplement évoluer jusqu'à un stade de sénescence pourra aussi avoir un effet bénéfique sur la biodiversité en permettant à des espèces spécialistes de ce stade de s'installer. On retiendra donc le principe suivant :

Sujet d'intérêt pour les gestionnaires 1 La gestion forestière peut favoriser la biodiversité pour autant qu'elle favorise l'hétérogénéité des peuplements et des paysages. ■

Les principes écologiques qui sous-tendent le fonctionnement des écosystèmes forestiers permettent d'apporter des précisions. Par exemple, le projet « Caractérisation d'indicateurs de réponse à différents modes de traitement forestiers » (§ 3.5) est arrivé à la conclusion que le raccourcissement de la durée de rotation et de la périodicité des coupes favorise la dimension structurelle de la biodiversité (i.e. la richesse spécifique), tandis que les rotations longues, le maintien d'une canopée fermée favorisent les mécanismes de coexistence basés sur la ségrégation de niches.

Il est enfin important de noter que l'hétérogénéité qui favorise la biodiversité est valable à toutes les échelles : depuis le paysage où différents types de milieux (ouverts, fermés...) et différents types de forêts (différentes compositions spécifiques...) sont souhaitables, jusqu'aux microhabitats, en passant par les peuplements et les forêts. En écho au concept de mosaïque sylvatique qui décrit le fonctionnement des forêts naturelles, les concepts de « forêt mosaïque » ou de « paysage mosaïque » en tant qu'assemblages d'habitats ou de peuplements variés sont donc importants pour la biodiversité forestière. En complément du sujet d'intérêt pour les gestionnaires n° 1, il faut donc aussi relever le rôle que la gestion forestière peut jouer à l'échelle des micro-habitats.

Sujet d'intérêt pour les gestionnaires 2 Il est important de favoriser également l'hétérogénéité à l'échelle des micro-habitats (conserver du bois mort, des gros bois avec des cavités...), sans que cela soit à l'exclusion de l'hétérogénéité à l'échelle de la parcelle. ■

Il faut donc relativiser les enjeux, en termes de risques et d'impact sur la biodiversité, des différents modes de gestion forestière. Dans la limite des composantes de la biodiversité couvertes par les projets BGF, des pratiques de gestion opposées comme par exemple l'exploitation *versus* la non-exploitation forestière, peuvent avoir des effets locaux sur la biodiversité qui sont complémentaires à l'échelle de la forêt. Les coupes, au même titre que les perturbations naturelles, peuvent ainsi avoir un effet positif sur la biodiversité à l'échelle de la forêt en maintenant des cortèges d'espèces liées aux milieux ouverts ou à la recolonisation forestière. Il importe toutefois que les coupes soient suivies de régénération dans un laps de temps court et qu'elles n'induisent pas de fragmentation à l'échelle de la forêt. Il peut être souhaitable également de limiter la taille des coupes pour faciliter les processus de succession avec des espèces à faible capacité de dispersion. Préconiser la formation d'îlots ou de parcelles de vieillissement à différents stades du cycle sylvicole (à partir de peuplements jeunes, d'amélioration ou matures) et les conduire bien au-delà des âges d'exploitabilité, voire créer au sein des forêts des réseaux de réserves biologiques (dirigées ou intégrales), peut être intéressant pour maintenir des cortèges d'espèces liées aux stades très avancés des forêts. Pour résumer les points ci-dessus :

Sujet d'intérêt pour les politiques publiques 1 Il faut relativiser les enjeux, en termes de risques et d'impact sur la biodiversité, des différents modes de gestion forestière. L'ouverture des milieux, et donc les modes de gestion qui induisent de telles ouvertures, peuvent aussi avoir un effet bénéfique sur la biodiversité à l'échelle de la forêt. ■

Douze projets du programme BGF ont pu être identifiés comme contribuant fortement à cette question de l'impact du mode de gestion forestière sur la biodiversité spécifique. Leurs principaux

résultats et leçons apprises sont résumés dans les sections 3.2 à 3.13 ci-dessous.

3.2 Les forêts du pays de Sault (Aude) : impact de la gestion forestière sur la diversité génétique et spécifique des carabes

Contexte. Sur le plateau de Sault dans l'Aude, dans des peuplements dominés par le sapin (mais avec également la présence de hêtre, de pin sylvestre, d'épicéa et de Douglas), le projet avait pour objectif de comparer deux modes de gestion forestière : la gestion en futaie régulière (une seule classe d'âge pour les arbres sur la parcelle) et la gestion en futaie irrégulière (plusieurs classes d'âge par parcelle). L'hypothèse préalable au projet était que la gestion en futaie régulière est moins favorable à la conservation de la biodiversité que la gestion en futaie irrégulière. Le modèle utilisé pour étudier la biodiversité est la communauté des carabes (Coleoptera, Carabidae). Financé dans l'APR 1997 de BGF, ce projet a été coordonné par Jean-Yves Rasplus (Brouat et Rossi, 2002).

Résultats clés. Certains stades de la gestion en futaie régulière (stade de régénération pour les espèces forestières, stade de perchis-gaulis pour les espèces généralistes) ont un effet négatif (moindre abondance, moindre diversité génétique) sur les populations de carabes qui vivent dans les forêts, cette famille de coléoptères étant un bon modèle pour étudier l'impact des modifications d'habitat sur la diversité des populations naturelles. Cependant il n'y a aucune différence significative que ce soit en termes d'abondance ou de diversité génétique entre les populations présentes dans des parcelles de futaie régulière et celles présentes dans des parcelles de futaie irrégulière. L'impact négatif des stades de régénération et de perchis-gaulis en futaie régulière n'est donc pas durable dans le temps.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. Pour les sapinières considérées ici, éviter les temps de régénération forestière long.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. Les coupes définitives ne sont pas nécessairement un problème en soi pour peu que la régénération forestière ait lieu rapidement. La question de la fragmentation forestière que les coupes peuvent induire peut toutefois être un problème si cette fragmentation devient un obstacle à la recolonisation des peuplements régénérés par les populations naturelles.

3.3 Impact des modes de gestion forestière sur la biodiversité au sein du bassin de Gap-Chaudun (Hautes-Alpes)

Contexte. Dans un bassin versant à proximité de Gap (Hautes-Alpes) comprenant une sapinière-hétraie en réserve intégrale, des sapinières-hétraies et des hétraies diversement gérées, des plantations de pin noir, pin sylvestre, pin à crochets et mélèze, et des accrus au sein d'un complexe pastoral plus ou moins en déprise, le projet avait pour objectifs d'identifier les effets des itinéraires sylvicoles sur la biodiversité forestière, et de caractériser le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement des écosystèmes. Financé dans l'APR 1997 de BGF, ce projet a été coordonné par Jean-Claude Rameau (2003 ; Rameau *et al.*, 2003).

Résultats clés. La diversité du tapis herbacé n'est pas significativement différente dans les forêts subnaturelles et dans les forêts gérées, mais elle est sensible à la composition spécifique du peuplement. La gestion en futaie irrégulière par petites trouées permet la conservation d'un potentiel de semences qui disparaît si le couvert devient complet. Elle permet aussi d'enrichir la diversité fonctionnelle. Les fourmis rousses sont des bioindicateurs de perturbation du peuplement

(l'exploitation forestière leur est défavorable, mais des stades climaciques des peuplements forestiers associés à certaines essences leur sont également défavorables). La morphologie des humus ne s'est pas révélée comme un bioindicateur pertinent des perturbations, mais les coupes ont cependant un effet négatif sur la diversité biologique des humus, qui a à son tour une incidence sur la remobilisation des éléments nutritifs (Caner *et al.*, 2001). La pédofaune est un bioindicateur de perturbation du peuplement. Le gui et le stress hydrique sont les principaux facteurs de mortalité du sapin. Les ongulés (mouflons), en surdensité, sont également un facteur de perturbation de la régénération.

La gestion forestière augmente globalement la diversité spécifique du tapis herbacé (selon l'indice de Simpson). En revanche elle n'a pas d'effet sur sa richesse spécifique. Indépendamment de la station et de la gestion, une grande richesse spécifique s'observe dans les trouées de régénération. La richesse spécifique dépend plus de la taille des trouées et du potentiel de semences (disponibles localement et à portée de dispersion), excepté dans la phase biostatique. Les processus qui régissent la richesse spécifique semblent se dérouler au niveau du cycle. La diversité à l'échelle du paysage permet aussi d'expliquer en partie les différences : les forêts qui ont des écosystèmes adjacents distincts présentent une richesse spécifique globale supérieure. La richesse en essences est maximale pour une surface terrière intermédiaire, proche de 40 m²/ha (en cohérence avec les résultats du projet DISTRAFOR, cf. § 5.4), à condition de disposer d'un stock de semences local. La diversité des écosystèmes façonne la diversité à l'échelle locale. En d'autres termes, c'est l'assemblage de la mosaïque sylvatique qui façonne la richesse dendrologique en un point. Ainsi la richesse floristique et le potentiel de diversité sont fonction de la diversité écosystémique et de l'hétérogénéité paysagère, alors que l'équitabilité et la dominance sont fonction de la surface terrière au niveau local.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. L'existence de dynamiques transitoires de la végétation doit être prise en compte dans l'établissement des plans de gestion forestière en préconisant une gestion moins intensive, avec une limitation de la taille des ouvertures du peuplement. Cependant, pour veiller au maintien de la diversité dendrologique, il convient d'éviter la fermeture du couvert dans l'étage dominant par les essences dryades (par ailleurs souvent essences objectif).

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. Limiter la taille des ouvertures.

3.4 Diversité végétale et gestion forestière en espace protégé : variabilité spatio-temporelle et application à l'étage montagnard de l'Aigoual

Contexte. Situé dans le massif de l'Aigoual dans la zone centrale du parc national des Cévennes, ce projet avait pour objectif général d'analyser l'effet de gradients sylvicoles et historiques sur la biodiversité floristique (bryophytes, ptéridophytes et phanérogames). Les quatre objectifs spécifiques du projet étaient (1) d'étudier l'influence de l'intensité de la gestion (appréhendée par la périodicité des passages en coupe) sur la biodiversité floristique en comparant des parcelles non gérées depuis au moins 50 ans et des parcelles gérées de manière classique, (2) quantifier l'impact du choix de l'essence, (3) appréhender l'évolution de la biodiversité au long du cycle sylvicole et (4) évaluer l'effet du mode d'utilisation passée du sol en comparant des forêts jeunes et des forêts anciennes. Financé dans l'APR 1997 de BGF, ce projet a été coordonné par Laurent Bergès (Bergès *et al.*, 2003).

Résultats clés. La richesse des bryophytes est plus élevée dans les peuplements non exploités depuis longtemps ou au contraire exploités très récemment. La richesse des espèces forestières diminue avec la durée depuis la dernière coupe jusqu'à 30-50 ans puis remonte légèrement. La

richesse en espèces péri-forestières et non-forestières suit les mêmes tendances. Le taux de couvert arboré pilote ces variations. De plus la composition spécifique du peuplement a aussi une incidence sur les niveaux de diversité. Les forêts anciennes ont davantage d'espèces forestières et moins d'espèces non-forestières que les forêts récentes mais, là encore, ces différences peuvent s'expliquer par le taux de couvert et la composition spécifique des peuplements.

3.5 Caractérisation d'indicateurs de réponse à différents modes de traitement forestiers

Contexte. Dans des forêts feuillues de plaine de Haute-Normandie et de Thiérache, ce projet avait pour objectif de développer une méthode pour évaluer l'impact de la gestion forestière sur la biodiversité des communautés végétales, en caractérisant les relations entre les différents stades d'une série forestière et leur niveau de biodiversité. Quatre systèmes sylvicoles ont été comparés : hêtraie équienne monospécifique ; hêtraie-charmaie en futaie régulière ; forêt mélangée en taillis sous futaie ; forêt mélangée en futaie irrégulière. Le projet s'est intéressée à la composition floristique des communautés végétales (mousses comprises), à la structure des peuplements forestiers et aux banques de graines. Financé dans l'APR 1997 de BGF, ce projet a été coordonné par Jacques Bardat (2002).

Résultats clés. Les caractéristiques des peuplements (maturation des peuplements et ouverture de la canopée) sont les facteurs les plus importants influençant la composition des assemblages d'espèces, les différences de sol et d'hydromorphie étant ici partiellement confondues avec les différences de peuplements. La diversité structurelle des peuplements est maximale avant la fermeture de la canopée, diminue sous canopée fermée et augmente à nouveau à l'ouverture des peuplements. Les peuplements menés en taillis sous futaie présentent une forte variabilité de leur composition floristique, du fait de la longueur du cycle sylvicultural (près de 100 ans) et du contraste entre les parcelles qui viennent de subir une coupe de régénération et les parcelles de taillis sous futaie (TSF) vieilli. Au contraire, les peuplements menés en futaie irrégulière forment un groupe beaucoup plus homogène, semblable aux TSF qui viennent de subir une coupe, du fait de la courte période de leur cycle sylvicultural (10 ans). Ainsi les forêts traitées en taillis sous futaie hébergent une diversité plus élevée que celles traitées en futaie irrégulière, cette diversité diminuant depuis les phases d'exploitation jusqu'aux phases vieillissantes, le long d'un gradient de ressource en lumière décroissant. Ce gradient coïncide également avec une diminution progressive de l'équitabilité des espèces.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. L'augmentation de l'hétérogénéité des peuplements, le raccourcissement de la durée de rotation et de la périodicité des coupes favorisent la dimension structurelle de la biodiversité (i.e. la richesse spécifique). En revanche, les rotations longues et le maintien d'une canopée fermée favorisent les mécanismes de coexistence basés sur la ségrégation de niches. La gestion durable ne doit pas s'appuyer simplement sur la richesse spécifique mais doit prendre en compte également les caractéristiques fonctionnelles des espèces. Une durée de rotation longue (> 80 ans) et le maintien des espèces des premiers stades de succession (même en faible abondance) est une solution pertinente pour la gestion durable. Il faut également espacer les coupes d'éclaircies (amélioration) et favoriser l'hétérogénéité à l'échelle des parcelles et à l'échelle des micro-habitats (bois mort, cavités...)

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. Préconiser la formation d'îlots ou de parcelles de vieillissement à différents stades du cycle sylvicole (à partir de peuplements jeunes, d'amélioration ou matures) et les conduire bien au-delà des âges d'exploitabilité. Pour la futaie irrégulière, éviter les durées de rotation trop courtes.

3.6 Évaluation de la biodiversité forestière en Brie : influence du type de peuplement

Contexte. Réalisé en Brie francilienne, dans différents types de peuplements feuillus (futaies de chêne, taillis sous futaie vieilli ou sénescant, taillis sous futaie appauvri en réserves) avec un contrôle stationnel strict basé sur la typologie de stations, ce projet avait pour objectif de caractériser la relation entre le type de peuplement forestier et différentes composantes de la biodiversité : formes d'humus, nématodes, oiseaux, flore, carabes. Financé dans l'APR 1997 de BGF, ce projet a été coordonné par Frédéric Gosselin (Gosselin *et al.*, 2004).

Résultats clés. Les relations entre les formes d'humus et les densités de nématodes sont complexes. Il y a toutefois une amélioration convergente de la forme de l'humus et de la densité de nématodes en futaie régulière vieillissante. La richesse spécifique en oiseaux est maximale dans les coupes d'ensemencement et les fourrés, et est plus faible dans les peuplements fermés et hauts. La conversion de taillis sous futaie en futaie régulière est globalement source d'enrichissement de la biodiversité floristique, même si certains groupes d'herbacées forestières sont légèrement plus abondants – voire riches – en peuplements irréguliers que réguliers.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. La gestion en futaie régulière donne globalement un avantage aux espèces floristiques non forestières par rapport à la gestion en futaie irrégulière. La surface terrière de différents groupes d'essences (les pionnières, les chênes, les ombrophiles) a une influence sur la diversité floristique : la diversité des espèces péri-forestières et non forestières de la flore est négativement impactée par la surface terrière des ombrophiles (Barbier *et al.*, 2009).

3.7 Dynamique des écosystèmes forestiers de montagne : comparaison des forêts exploitées et semi-naturelles (Bethmale, Pyrénées)

Contexte. Réalisé sur le versant nord des Pyrénées, dans la région de Bethmale, dans des peuplements composés principalement de hêtre et de sapin, ce projet avait pour objectif de comparer l'évolution dans le temps de deux forêts homologues, l'une subnaturelle et non exploitée, l'autre ayant fait l'objet d'interventions sylvicoles récentes, afin de mettre en évidence des différences de composition ou de fonctionnement. Les comparaisons ont porté sur la flore forestière, la structure forestière, l'humus du sol, la mésofaune du sol et les lépidoptères. Financé dans l'APR 1997 de BGF, ce projet a été coordonné par Guy Jalut (2000).

Résultats clés. Chaque type de peuplement a sa dynamique propre et il n'existe pas de modèle général d'évolution d'un peuplement forestier non exploité. Les peuplements subnaturels sont caractérisés par une forte hétérogénéité spatiale (mosaïque forestière). Il y a peu de différence en termes de richesse floristique entre les forêts subnaturelles et les forêts exploitées, les différences locales (liées aux microhétérogénéités stationnelles) au sein de chaque forêt étant plus fortes que les différences entre modes de gestion de la forêt. Toutefois les taxons rares de la flore tendent à être davantage trouvés en forêt subnaturelle, tandis que les taxons héliophiles se trouvent davantage en forêt exploitée. De même, les différences d'humus et de sols sont liées à la composition spécifique du peuplement et à la topographie locale mais pas au mode de gestion de la forêt (exploitée *versus* subnaturelle). Il n'y a pas non plus de différence de pathologie forestière (champignons et entomofaune déprédatrice) entre les deux modes de gestion. À l'inverse, il y a une différence de diversité biologique en collemboles selon le mode de gestion forestière, les forêts non exploitées étant plus riches en collemboles. De même, la diversité biologique en papillons est plus élevée dans les forêts subnaturelles que dans les forêts exploitées. Les forêts subnaturelles abritent des espèces

endémiques de la mésofaune qui tendent à être remplacées par des espèces à large valence dans les forêts exploitées. Au final, on ne peut pas dire qu'il y ait un lien simple de causalité entre le mode de gestion et la diversité biologique : d'autres facteurs (écologiques ou historiques) que la gestion forestière actuelle expliquent les différences.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. L'exploitation ou la non-exploitation ne détermine pas la stabilité, la diversité ou la résistance aux maladies des forêts. Les différences en termes de stabilité, diversité ou résistance aux maladies sont peu marquées entre zone exploitée et zone non exploitée et sont liées à d'autres facteurs que le mode de gestion.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. Relativiser les enjeux, en termes de risques naturels et de pathologie, de la non-exploitation forestière. Les interventions dans les peuplements peuvent être limitées dans la mesure où cela n'induit pas d'instabilité dans les peuplements. Il y a un intérêt à créer au sein des forêts des réseaux de réserves biologiques (dirigées ou intégrales) pour maintenir globalement des niveaux élevés de biodiversité.

3.8 Distribution spatiale et évolution temporelle de la végétation et de sa diversité : relations avec l'hétérogénéité des structures des peuplements en pessière d'altitude (Savoie)

Contexte. Réalisé dans deux pessières d'altitude en Savoie contrastées du point de leur gestion sylvicole (l'une étant subnaturelle et l'autre gérée), ce projet avait pour objectif de comprendre l'organisation spatiale et temporelle de la végétation, et de comparer la biodiversité forestière entre les deux modalités de gestion sylvicole. La biodiversité forestière a été caractérisée selon plusieurs composantes : humus et faune du sol d'une part, flore et mousses d'autres part. Financé hors APR, ce projet a été coordonné par Sylvaine Camaret (Camaret *et al.*, 2000).

Résultats clés. La richesse floristique est liée surtout aux communautés herbacées et dans une moindre mesure aux communautés muscinales car le nombre d'associations d'arbres et d'arbustes ne varie pas. Les peuplements denses et régularisés présentent la plus faible diversité floristique. Les peuplements les plus riches floristiquement se caractérisent par une forte hétérogénéité géomorphologique (le peuplement le plus riche est un peuplement qui a été perturbé par un coup de vent). La quantité de bois en décomposition n'influence pas la biodiversité floristique globale. Il existe une corrélation négative entre la densité de la faune du sol et la biodiversité végétale. Il n'y a pas de différence significative de richesse ou de diversité floristique ou de pédofaune entre la parcelle subnaturelle et la parcelle gérée. Cependant, la parcelle subnaturelle étudiée n'a pas encore atteint le stade de déclin qui lui permettrait de se différencier fortement de la parcelle gérée.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. La mosaïque forestière est le garant d'une certaine biodiversité et de la stabilité à long terme de l'écosystème. Il n'est pas suffisant de laisser un peu de bois mort dans les parcelles forestières pour augmenter la biodiversité : il faut laisser certaines parcelles évoluer jusqu'au stade du déclin du peuplement (stade court-circuité par la gestion) pour assurer la présence de certaines espèces rares liées à ce stade.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. Préconiser la formation d'îlots ou de parcelles de vieillissement.

3.9 GNB – Gestion, naturalité et biodiversité : développements méthodologiques et étude de la biodiversité des forêts exploitées et non exploitées

Contexte. D'envergure nationale, le projet GNB avait pour objectif principal d'étudier l'impact de l'arrêt de l'exploitation forestière dans le réseau des réserves forestières intégrales sur la structure des peuplements et la biodiversité. Sur la base d'une méta-analyse (au niveau mondial) et de placettes installées dans 15 massifs forestiers français (9 en hêtraie-chênaie-charmaie de plaine et 6 en hêtraie-sapinière de montagne), la réponse à l'arrêt d'exploitation a été analysée pour 7 groupes taxonomiques : champignons lignicoles, bryophytes, coléoptères saproxyliques, oiseaux, chiroptères, flore vasculaire et carabes. Financé dans l'APR 2010 de BGF, ce projet a été coordonné par Frédéric Gosselin (Gosselin *et al.*, 2014).

Résultats clés. La structure des peuplements est très différente entre les forêts exploitées et les forêts non exploitées, avec beaucoup plus de bois mort et de très gros arbres dans ces dernières. Ces différences sont plus fortes en forêt de plaine qu'en forêt de montagne. À l'inverse, la pression d'herbivorie est peu différente entre les deux types de forêts. Sur la base d'une méta-analyse, les deux groupes qui répondent positivement et significativement à l'arrêt de l'exploitation forestière sont les champignons et les mousses, et dans une moindre mesure les oiseaux. La flore vasculaire répond au contraire négativement, tandis que les coléoptères saproxyliques et carabiques ne présentent pas de réponse significative. Les données du projet confirment ainsi la réponse des champignons et mousses mais ne montrent pas de réponse significative pour les autres groupes. Pour ces deux groupes, les réponses sont plus fortes si on utilise des sous-groupes, soit forestiers (mousses), soit d'espèces menacées (champignons). D'une manière générale, les réponses sont plus claires si on utilise la quantité de bois mort, de très gros bois et de micro-habitats comme variables explicatives plutôt que les variables liées à l'arrêt de l'exploitation forestière. L'indice de biodiversité potentielle (IBP) est fortement et positivement relié à la richesse en champignons lignicoles et mousses. Le projet a également mené une réflexion sur l'amplitude des gradients qui sont souvent trop faibles en forêt exploitée, et proposé de travailler sur la magnitude des effets plutôt que sur leur seule significativité statistique (Gosselin *et al.*, 2018).

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. Pour favoriser la biodiversité forestière, outre le maintien de réserves, il est intéressant de poursuivre des pratiques préconisées en gestion courante pour la préservation de la biodiversité forestière, telles que la création d'îlots de vieillissement ou de sénescence, ou l'augmentation des quantités de bois mort et de très gros bois.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. La mise en place de réseaux de réserves intégrales est une mesure cohérente pour la préservation de certains taxons (champignons lignicoles, mousses) et, par là même, de la biodiversité forestière. Ces réserves ont un effet positif non seulement au sein des réserves, mais aussi dans le paysage environnant. D'autres pratiques préconisées en gestion courante hors réserve (création d'îlots de vieillissement ou de sénescence, augmentation des quantités de bois mort et de très gros bois) ont également un intérêt pour ce qui concerne la biodiversité. En revanche le maintien d'une richesse en essences ne semble pas justifié.

3.10 Biodiversité floristique et entomologique dans les vallées alluviales de Champagne-Ardenne : rôle de l'antécédent historique et de l'intensité des entretiens en peupleraies, en interaction avec la station et en référence aux habitats forestiers et prairiaux subnaturels

Contexte. Réalisé dans la vallée de la Marne, Seine et affluents, ce projet avait pour objectif d'évaluer l'effet sur la biodiversité alluviale de la populiculture (maturité de la peupleraie, intensité

de la populiculture), de l'antécédent culturel, et de l'importance relative des terres agricoles, des peupleraies et des forêts dans le paysage. La biodiversité alluviale a été quantifiée pour trois groupes biologiques : la flore vasculaire, les coléoptères carabiques et les oiseaux. Cette biodiversité alluviale a été mesurée dans des relevés réalisés dans des prairies, des forêts (subnaturelles ou sous sylviculture extensive) et des peupleraies classiques (c'est-à-dire sans sous-étage) ou à sous-étage. Financé dans l'APR 2005 de BGF, ce projet a été coordonné par Alain Berthelot (2009).

Résultats clés. La richesse locale et la composition des communautés de la flore, des carabes et des oiseaux diffèrent selon le type d'usage du sol (milieux ouverts / peupleraies / forêts). La composition des communautés des peupleraies est intermédiaire entre celle des milieux ouverts et celle des forêts. L'abondance et/ou la richesse des espèces de milieu ouvert ou héliophiles décroissent le long du gradient milieux ouverts / peupleraies / forêts, alors que celles des espèces forestières ou sciaphiles augmentent le long de ce gradient. Le gradient d'âge des peupleraies montre les mêmes tendances en termes de réponse des communautés que le gradient milieux ouverts / peupleraies / forêts. Lors du cycle de production de la peupleraie, les carabes et les oiseaux présentent une succession décalée (les espèces se succèdent) alors que la flore présente une succession emboîtée (maximum d'espèces en début de cycle puis perte des espèces de milieu ouvert). Les peupleraies présentent un cortège d'espèces floristiques et carabiques spécifiques et hébergent l'avifaune la plus spécialisée dans les premières années suivant la plantation. Au contraire, le degré de spécialisation de l'avifaune est minimal dans les forêts. En comparaison de l'âge, l'antécédent culturel de la peupleraie est un facteur secondaire pour la biodiversité floristique. Les jeunes peupleraies à antécédent prairie ont la plus faible richesse totale. La peupleraie n'a un rôle de refuge que très marginal pour les espèces prairiales. Le renouvellement de la peupleraie correspond à un niveau de perturbation moyen (les espèces forestières de la peupleraie âgée se maintiennent et les espèces de milieux ouverts réapparaissent). La présence d'une strate arbustive permettrait d'améliorer la qualité de l'habitat sans pour autant que cette strate constitue une nouvelle niche susceptible d'attirer de nouvelles espèces. À l'échelle du paysage, la proportion de surface forestière a un effet positif sur la richesse en espèces spécialistes forestières et un effet négatif sur la richesse en espèces de milieux ouverts. Les peupleraies à sous-étage favorisent les communautés forestières et rapprochent les peupleraies des forêts ; au contraire, les peupleraies ouvertes favorisent la flore typique des mégaphorbiaies.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. Augmenter la durée de cycle de production permet d'améliorer la biodiversité des carabes et, dans une moindre mesure, des oiseaux (en permettant à des espèces peu dispersives de s'installer) ; à l'inverse, cet allongement n'aura pas d'incidence sur la biodiversité de la flore. Les itinéraires popuicoles classiques ne conduisent pas à une érosion de la biodiversité floristique des peupleraies avec la répétition des cycles popuicoles. Un arrêt précoce de la maîtrise de la végétation concurrente entraînant l'installation d'un sous-étage augmente la capacité d'accueil pour l'avifaune nicheuse et constitue une voie pour améliorer cette composante de la biodiversité (notamment sur les sols les moins humides). Favoriser les espèces de mégaphorbiaies sous peupleraie, particulièrement dans les peupleraies les plus humides, en ne prolongeant pas la durée du cycle de production et en retardant l'installation du sous-étage. Essayer de diminuer l'eutrophisation (en proscrivant la fertilisation et en exploitant les peupliers en arbres entiers). Limiter la banalisation des communautés en limitant les pratiques qui mettent à nu le terrain lors du renouvellement et de l'entretien de la jeune peupleraie.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. Pour favoriser la biodiversité à l'échelle du paysage des vallées alluviales, il convient de varier les formations végétales en jouant sur des leviers tels que : préserver les prairies subnaturelles (au détriment des plantations de peupliers) ; diminuer l'eutrophisation dans les peupleraies ; rapprocher les peupleraies des forêts par installation d'un

sous-étage (ce qui favorisent les espèces forestières) ou, au contraire, favoriser les mégaphorbiaies sous peupleraie (type d'habitats Natura 2000).

3.11 Gestion forestière : implications dans le fonctionnement et la biodiversité des écosystèmes lotiques associés

Contexte. Réalisé le long de trois rivières de la Montagne Noire au sud-ouest du Massif central, ce projet s'est intéressé à la biodiversité et au fonctionnement de l'écosystème forestier dans sa composante aquatique, c'est-à-dire les cours d'eau (ou écosystèmes lotiques) traversant les forêts. Le projet avait pour objectif d'évaluer l'effet de la gestion forestière, et donc de la diversité de la ripisylve, sur la décomposition des litières dans les cours d'eau et la diversité des communautés aquatiques impliquées dans cette décomposition. La biodiversité des cours d'eau a été évaluée pour deux groupes biologiques (les champignons aquatiques et les macroinvertébrés aquatiques) et à trois niveaux (génétique, spécifique et écosystémique). Les sites étudiés étaient contrastés du point de vue des peuplements bordant les cours d'eau, avec soit des plantations monospécifiques (hêtraie ou plantation de résineux), soit des forêts mélangées de hêtre. Financé dans l'APR 2000 de BGF, ce projet a été coordonné par Éric Chauvet (2003).

Résultats clés. Les assemblages d'espèces de champignons aquatiques dans les rivières (hyphomycètes aquatiques) ne sont pas associés à des espèces d'arbres particulières qui bordent ces rivières (apport de matière organique dans les rivières par les feuilles). Cependant la richesse en champignons augmente quand la richesse des espèces dont proviennent les feuilles augmente. Il n'y pas de différence significative en termes d'abondance ou de richesse spécifique des hyphomycètes aquatiques entre les rivières en station de feuillus (hêtre dominant) et celles en station de mélange feuillus et résineux. La composition de la litière foliaire n'a pas non plus d'effet sur les variations génétiques intra-spécifique de l'espèce d'hyphomycète aquatique *Tetrachaetum elegans*. La richesse des litières et la présence de résineux n'affectent pas non plus la richesse taxonomique des communautés de macroinvertébrés benthiques, pas plus que leur diversité fonctionnelle, ou que la richesse des deux groupes fonctionnels des broyeurs et collecteurs de litière, même si les stations sous résineux correspondent aux niveaux d'abondance des macroinvertébrés benthiques les plus faibles parmi celles observées dans les stations sous feuillus. La nature des litières exerce donc une influence négligeable sur la biodiversité de la faune benthique au regard de l'hétérogénéité naturelle de l'habitat. La diversité de la ripisylve a un effet positif sur la vitesse de décomposition de la litière dans la rivière, même si ce processus de décomposition est largement contrôlé par d'autres facteurs biotiques et abiotiques.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. Maintenir un rideau d'arbres en bordure des cours d'eau pour garantir l'approvisionnement en litière, ressource trophique essentielle aux rivières forestières. Le maintien d'une variété d'espèces caducifoliées favorise le développement d'une plus grande diversité fongique aquatique et facilite la décomposition des litières, qui est une base de l'évaluation de la qualité des rivières.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. Tenir compte des interactions ripisylve-rivière pour maintenir la qualité de ces dernières.

3.12 SYLECOL – Impact de la sylviculture sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes lotiques

Contexte. Réalisé le long de cours d'eau de la Montagne Noire au sud-ouest du Massif central, ce projet avait pour objectif de déterminer si, et comment, l'exploitation forestière, en ouvrant

la canopée ou en modifiant la diversité des apports de litières aux cours d'eau, modifiait les communautés aquatiques ainsi que leurs fonctions dans l'écosystème. Les sites d'étude ont été échantillonnés le long d'un gradient d'ouverture de la canopée (de 0 à 50 %) dans des forêts généralement exploitées dominées par le hêtre, le chêne ou le châtaignier. Plusieurs groupes taxonomiques ont été considérés : végétaux terrestres et macroinvertébrés terrestres (qui constituent des apports de matière organique lorsqu'ils chutent dans les cours d'eau); algues benthiques; macroinvertébrés aquatiques; et les poissons à travers la truite commune (*Salmo trutta*). Financé dans l'APR 2010 de BGF, ce projet a été coordonné par Antoine Lecerf (2014).

Résultats clés. La perte de canopée au-dessus des cours d'eau due à l'exploitation forestière n'affecte ni la biomasse des détritivores, ni la quantité de leur nourriture. L'ouverture de la canopée stimule en effet le développement de la végétation basse le long des berges (herbacées et ronces) dont les débris végétaux et les invertébrés terrestres qui les colonisent remplacent ceux issus de la canopée. L'ouverture de la canopée a un effet positif sur la biomasse d'invertébrés benthiques. La richesse taxonomique des macroinvertébrés benthiques, qui sont des bons indicateurs pour l'évaluation des eaux courantes, augmente avec l'ouverture de la canopée, même si certains taxons particuliers ont été négativement affectés. La densité totale des populations de truite commune et la croissance des individus n'est pas déterminée par l'ouverture de la canopée. Cependant il y a un pic de diversité des ressources alimentaires sous des canopées à ouverture intermédiaire (environ 25 % de surface ouverte ou ciel). Le taux de croissance algale, le taux d'abroutissement par les herbivores et l'intensité du remaniement sédimentaire par les invertébrés fouisseurs est plus important dans les forêts récemment exploitées que dans les forêts matures.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. L'écosystème aquatique est robuste face aux changements de canopée et est capable de s'adapter aux modifications de la diversité et de l'origine des sources de nourriture induites par la gestion forestière, dans les limites d'une sylviculture suffisamment extensive. Les peuplements forestiers moyennement dense avec des ouvertures de canopée intermédiaires semblent induire une plus grande diversité et plus grande production au niveau des écosystèmes aquatiques qui les traversent.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. Une gestion forestière adaptée au niveau des berges et des versants (i.e. une gestion qui ajuste l'intensité d'exploitation à la capacité d'adaptation de l'écosystème aquatique à l'ouverture de la canopée et qui maîtrise l'altération physique du lit des cours d'eau et leur pollution) peut contribuer à maintenir le bon état écologique des cours d'eau. Les macroinvertébrés benthiques sont les indicateurs les plus indiqués pour évaluer l'impact de la gestion sylvicole sur les cours d'eau. Il faut maintenir la végétation basse se développant sur les berges à la suite des ouvertures de canopée (ne pas faire de débroussaillage des berges après exploitation).

3.13 GEFORHET – Produire plus tout en préservant mieux la biodiversité : quelle gestion multifonctionnelle des peuplements forestiers hétérogènes ?

Contexte. Réalisés dans des sapinières-pessières irrégulières des forêts de Queige en Savoie et de Prénovel dans le Jura, ce projet avait pour objectif d'évaluer les effets de différents paramètres sylvicoles sur la durabilité de la structure irrégulière, la production de bois, et la biodiversité, en identifiant les compromis entre ces différents services. Une approche par modélisation a été suivie, en simulant des expérimentations sylvicoles à l'aide d'un modèle de dynamique forestière et en utilisant des indicateurs de biodiversité de la flore du sous-bois. Financé dans l'APR 2010 de BGF, ce projet a été coordonné par Benoît Courbaud (2013).

Résultats clés. Par rapport à une sylviculture irrégulière pied-à-pied (à diamètre d'exploitabilité fixé), une sylviculture par micro-trouées (500 m²) favorise la diversité structurale et la régénération du peuplement. Une sylviculture par micro-trouées d'environ 500 m² avec une intensité de prélèvement moyenne (maximum 50 % des arbres exploitables à chaque intervention si le diamètre d'exploitabilité est de 52,5 cm) semble un bon compromis permettant de maintenir la structure irrégulière du peuplement de manière durable, de réaliser une récolte de bois satisfaisante, et de maintenir l'hétérogénéité du peuplement favorable à la fois à la durabilité du traitement (régénération facilitée) et à la biodiversité. Il y a un compromis entre le volume de bois récolté et différents indicateurs de biodiversité (densité de très gros bois vivants, densité de gros bois morts debout, richesse spécifique de la strate herbacée...). L'élimination des très gros bois (diamètre ≥ 70 cm) a un effet négatif sur les indicateurs de biodiversité caractérisant l'hétérogénéité de la structure forestière (diversité des diamètres) et la présence d'habitats de forêts mûres (densité de très gros bois, abondance et diversité du bois mort). La diversité floristique semble favorisée par des peuplements fermés en condition d'adret ou de pH acide, et par des peuplements ouverts en condition d'ubac ou de pH moins acide. Les indicateurs de biodiversité floristique répondent mieux aux modalités de gestion quand on tient compte de leurs interactions avec les gradients écologiques.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. Favoriser la sylviculture par micro-trouées (500 m²) qui permet d'atteindre les mêmes niveaux de production en volume que la sylviculture pied à pied tout en favorisant une plus grande diversité de niches favorable à la biodiversité et en favorisant une régénération abondante. Cependant, cette sylviculture induit aussi une augmentation de l'hétérogénéité des produits récoltés. Diamètre d'exploitabilité, intensité de récolte parmi les arbres supérieurs à ce diamètre, et taille des trouées sont les paramètres de gestion les plus influents pour gérer le compromis production / biodiversité. Différents itinéraires de gestion peuvent cependant conduire à des compromis très proches. Une mosaïque d'itinéraires de gestion paraît souhaitable à l'échelle du massif.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. La double exigence de produire davantage de bois tout en préservant mieux la biodiversité peut être en partie satisfaite en évaluant puis optimisant la production et la biodiversité. Cependant, il y a un compromis à trouver : la production et la préservation de la biodiversité ne peuvent pas être maximisés simultanément à l'échelle étudiée.

A photograph of a forest floor with a large, moss-covered log in the foreground. Sunlight filters through the trees in the background, creating a dappled light effect. The log is covered in green moss and ferns are growing around it.

4. Biodiversité, éclaircies et substitution

4.1 Synthèse

Les modes de gestion forestière (par exemple futaie régulière *versus* futaie irrégulière) étant des modalités trop synthétiques pour permettre de comprendre les différences de biodiversité (cf. résultat clé n° 1), il est alors pertinent d'analyser plus finement si certains gradients générés par les pratiques sylvicoles ont une influence sur la biodiversité forestière. Si la biodiversité ne répond pas univoquement aux modalités de gestion, il est en effet possible que certaines pratiques sylvicoles comme l'éclaircie ou la substitution d'essences, parce qu'elles sont plus directement reliées aux processus biologiques qui sous-tendent le fonctionnement des écosystèmes forestiers, permettent de discriminer des niveaux de biodiversité. On s'intéresse ici plus particulièrement à la densité du peuplement et aux gradients de densité résultant d'éclaircies (en milieu tempéré) ou de l'exploitation forestière (en milieu tropical), ainsi qu'aux gradients d'ouverture de la canopée qui résultent de ces opérations sylvicoles. On s'intéresse également aux effets de changements d'essence et de la diversification des peuplements.

Les gradients de densité générés par les pratiques sylvicoles, en particulier l'éclaircie, ont bien un effet sur la biodiversité, mais cet effet est secondaire par rapport aux effets du milieu. Le principal déterminant de la richesse spécifique à l'échelle de la forêt reste la diversité de ses habitats. De plus, si on peut associer certains cortèges d'espèces à certains niveaux d'un gradient (par exemple les espèces héliophiles de la flore sont associées à un niveau élevé d'éclairement au sol), on ne peut pas relier la diversité spécifique en tant que telle à certains niveaux en particulier. C'est plutôt la diversité des niveaux qui assure la diversité des espèces. Pour reformuler ce principe dans un cas concret : une biodiversité plus élevée n'est pas associée à un niveau d'éclairement au sol donné ; c'est plutôt la diversité des niveaux d'éclairement au sol à l'échelle de la forêt qui assure une biodiversité plus élevée. Les résultats des projets BGF permettent d'apporter quelques précisions à ce principe général.

Résultat clé 5 La biodiversité est d'abord déterminée par la station et les facteurs du milieu avant que de l'être par la sylviculture (en particulier les éclaircies). La richesse spécifique est

avant tout favorisée par l'hétérogénéité spatiale des habitats. À station donnée, l'éclaircie a un effet positif sur la diversité floristique. L'éclaircie a également un effet positif sur le stockage de matière organique dans le sol, ainsi que sur la décomposition et l'incorporation dans le sol de la litière.

Par ailleurs, pour certains groupes taxonomiques, la diversité des essences qui composent le peuplement a également une incidence positive sur la diversité de ces taxons (voir aussi résultat clé n° 4). Il faut interpréter ce résultat non pas comme la monospécificité du peuplement ayant un effet en tant que tel, mais plutôt qu'une uniformisation des essences qui composent le peuplement tend aussi à uniformiser les habitats.

Résultat clé 6 La plantation monospécifique diminue la diversité fongique en comparaison à un peuplement hétérogène.

Ainsi, des pratiques sylvicoles comme l'éclaircie, qui sont importantes pour la conduite des peuplements et l'optimisation de leur production, ont finalement un effet limité sur la biodiversité forestière, voire un effet positif dès lors qu'elles permettent de diversifier les habitats (création d'habitats ouverts à côté d'habitats plus fermés). À l'inverse, les pratiques sylvicoles qui tendent à rendre les peuplements plus homogènes, comme la substitution de différentes essences par un peuplement monospécifique, tendent à avoir un effet négatif sur la biodiversité, au moins pour certains taxons comme les champignons.

Sujet d'intérêt pour les gestionnaires 3 La diminution par éclaircie de la densité des peuplements forestiers gérés n'entraîne *a priori* pas de modification radicale de la diversité des assemblages biotiques. À taux de prélèvement égal, il vaut privilégier plusieurs petites trouées à quelques grandes. En revanche, il n'est pas anodin pour la biodiversité de substituer une essence. ■

En fin de compte, la biodiversité ne répond pas à des niveaux d'éclaircies (i.e. d'éclairement au sol). C'est plutôt la diversité des niveaux d'éclairement qui entretient la biodiversité. La conséquence en est que les interventions sylvicoles dans les forêts de production ne sont pas incompatibles avec la préservation de la biodiversité. Les aménagements forestiers qui touchent à la composition spécifique soulèvent toutefois plus de réserves. Le mélange d'essences semble favorable à la diversité des habitats, donc de la biodiversité. La conduite de mélange d'essences sont cependant complexes à réaliser car il faut arriver à maintenir l'essence dans le mélange dont la croissance est la moins rapide. Le mélange intime des essences n'est pas nécessaire pour le maintien de toutes les fonctions. La diversité des espèces et des habitats peut être recherchée à une échelle spatiale plus petite (i.e. sur des distances plus grandes) que le pied à pied.

Sujet d'intérêt pour les politiques publiques 2 La production de bois n'est pas incompatible avec la préservation de la biodiversité : des compromis entre ces deux fonctions peuvent être trouvés. Il faut cependant prôner le mélange d'essences si l'on souhaite favoriser la biodiversité. ■

Quatre projets du programme BGF contribuent fortement à cette question du lien entre l'éclaircie et le changement d'essence d'une part et la biodiversité forestière d'autre part. Leurs résultats et sujets d'intérêt sont résumés ci-dessous. Le projet « Biodiversité floristique et entomologique dans les vallées alluviales de Champagne-Ardenne » présenté précédemment (§ 3.10) apporte également des éléments de réponse dans le cas des peupleraies.

4.2 Rôle de l'éclaircie pour la biodiversité dans les peuplements artificiels de résineux

Contexte. Réalisé dans cinq plantations âgées de Douglas réparties dans les principales régions à Douglas de France, ce projet avait pour objectif d'évaluer l'effet de l'éclaircie sur le fonctionnement de l'écosystème. L'étude s'est fondée sur la comparaison de parcelles sans éclaircie à des parcelles avec des éclaircies fortes et précoces. Trois compartiments de la biodiversité ont été étudiés : la flore, l'humus et le sol. Financé dans l'APR 1997 de BGF, ce projet a été coordonné par Alain Bailly (2002b).

Résultats clés. Dans des boisements artificiels de résineux (Douglas), la diversité floristique est d'abord déterminée par la station avant que de l'être par la sylviculture (absence d'éclaircies *versus* éclaircies fortes et précoces, surface terrière du peuplement. . .). À station donnée, l'éclaircie a un effet important sur la diversité floristique, mais cet effet n'est pas seulement lié au niveau d'ouverture de la canopée et dépend d'autres facteurs du milieu (altitude, roche mère. . .). À station donnée, l'éclaircie a un effet positif sur la diversité floristique, qui atteint un niveau comparable à la diversité floristique des peuplements feuillus adjacents. L'éclaircie a également un effet positif sur le stockage de matière organique dans le sol, ainsi que sur la décomposition et l'incorporation dans le sol de la litière. L'éclaircissement du sous-bois est lié principalement à la surface terrière du peuplement.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. Il n'y a pas d'inconvénient, du point de vue de son impact sur la biodiversité (au moins celle de la flore et du sol), d'appliquer un régime normal d'éclaircies dans les peuplements artificiels de résineux.

4.3 Influence de l'intensité d'exploitation et du degré d'ouverture de la canopée en forêt tropicale humide sur le maintien et la dynamique de la biodiversité

Contexte. Réalisé sur le dispositif expérimental de Paracou en Guyane française, ce projet avait pour objectif de déterminer les intensités d'exploitation (i.e. le nombre d'arbres exploités par hectare à chaque rotation) et les répartitions de prélèvement permettant d'optimiser la productivité sylvicole sans compromettre la biodiversité du peuplement forestier. Le dispositif de Paracou est installé dans une forêt dense tropicale humide et comporte des parcelles avec quatre niveaux d'intensité d'exploitation (y compris des parcelles témoin, non exploitées). La biodiversité a été évaluée à quatre niveaux : spécifique (pour les espèces d'arbres); fonctionnelle (caractéristiques écophysiologiques); génétique; dynamique (croissance, mortalité et recrutement des essences). Financé dans l'APR 2005 de BGF, ce projet a été coordonné par Christopher Baraloto (2009).

Résultats clés. La présence de trouées d'abattage est à l'origine d'une mosaïque de zones de compositions floristiques différentes, ce qui augmente la diversité bêta du peuplement. Le niveau d'exploitation n'a pas d'influence sur la diversité génétique de deux essences à bois tendre. La croissance de la plupart des essences répond positivement à l'ouverture de la canopée et cette réponse dépend de la proximité de la trouée (25 m maximum) mais pas de la surface de celle-ci. L'exploitation forestière modifie la composition spécifique et fonctionnelle du peuplement (densité du bois plus faible dans les trouées d'exploitation, par exemple, donc moindre capacité de stockage du carbone), sans pour autant affecter sa richesse spécifique ou sa diversité fonctionnelle.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. À taux de prélèvement égal, préférer plusieurs petites trouées à quelques grandes afin de dynamiser le peuplement et optimiser la reconstitution

de la biomasse forestière après exploitation. La maîtrise des techniques d'abattage directionnel est donc importante. Le gain de croissance dépend de la taille des arbres ; il est donc important de marquer spatialement les arbres d'avenir.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. La qualité commerciale du peuplement de remplacement reste bonne même avec des taux de prélèvement élevés. La production de bois n'est pas incompatible avec la préservation de la biodiversité.

4.4 IMPREBIO – Impact de l'intensité des prélèvements forestiers sur la biodiversité

Contexte. Réalisé dans des peuplements de chênes (*Quercus petraea* et *Q. robur*) en peuplement équienne et régulier répartis dans onze départements français (données du groupe chêne du GIS coopérative de données sur la croissance des peuplements forestiers et du réseau chêne du LERFOB), ce projet avait pour objectif de caractériser la relation entre l'itinéraire sylvicole (et en particulier le régime d'éclaircie) et la biodiversité. Cette dernière a été évaluée dans plusieurs groupes biotiques : flore vasculaire, bryophytes dont les épiphytes, faune du sol, invertébrés. Financé dans l'APR 2010 de BGF, ce projet a été coordonné par Philippe Balandier (2014).

Résultats clés. Il y a une forte variabilité de la richesse des compartiments biotiques (plantes vasculaires, bryophytes, épiphytes, insectes, vers de terre) entre sites, soulignant la forte importance du contexte pédoclimatique et historique. La richesse spécifique en plantes terricoles vasculaires augmente avec la disponibilité en lumière dans le sous-bois (espèces héliophiles favorisées sans pour autant que les espèces sciaphiles ne régressent), diminue quand l'âge des peuplements augmente et répond selon une courbe en cloche au taux de couverture des espèces interférentes. La richesse des vers de terre répond selon une courbe en cloche au niveau d'éclaircie (quantifié par l'indice « relative density index » (RDI) de Reineke). La diversité de la mésofaune du sol (particulièrement les collemboles) répond au RDI en fonction de l'âge des peuplements. La richesse en bryophytes et en espèces épiphytes est peu reliée au niveau d'éclaircie. Dans les phases intermédiaires du cycle sylvogénétique (excluant la phase de régénération ainsi que la phase de vieillissement avancé), le régime d'éclaircie n'a pas un effet univoque : les patterns de réponse de la biodiversité au niveau d'éclaircie sont complexes. Il n'existe pas de densité universelle de peuplement (i.e. de taux de lumière) qui favoriserait la biodiversité de l'ensemble des guildes.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. La diminution par éclaircie de la densité des peuplements forestiers gérés n'entraîne *a priori* pas de modification radicale de la diversité des assemblages biotiques. La perturbation associée à la coupe des arbres est tamponnée par le sous-étage (en termes d'éclairement au sol), ce qui limite la réponse des compartiments biotiques au niveau d'éclaircie.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. La biodiversité ne répond pas à des niveaux d'éclaircies (i.e. d'éclairement au sol). C'est plutôt la diversité des niveaux d'éclairement qui entretient la biodiversité.

4.5 Effet des substitution d'essence sur le fonctionnement organo-minéral de l'écosystème forestier, sur les communautés microbiennes et sur la diversité des communautés fongiques mycorhiziennes et saprophytes (cas du dispositif expérimental de Breuil, Morvan)

Contexte. Réalisé dans la forêt domaniale de Breuil-Chenue dans le Morvan, ce projet avait pour objectif d'évaluer l'effet de la substitution d'essence sur le fonctionnement biogéochimique

et biologique de l'écosystème, à l'aide d'un dispositif expérimental (site-atelier) comportant des parcelles témoins de la forêt native (taillis sous futaie vieilli à réserves de hêtre et de chêne, et taillis de diverses essences feuillues) et des parcelles où cette forêt native a été coupée à blanc et remplacée par des plantations de diverses essences feuillues et résineuses : chêne, hêtre, épicéa commun, Douglas, sapin de Nordmann, et pin laricio de Corse. Le projet s'est focalisé sur le compartiment sol, tant dans ses composantes inertes (solides et solutions) que vivantes (végétation, microflore, fonge). Financé dans l'APR 2000 de BGF, ce projet a été coordonné par Francis Andreux et Jacques Ranger (Ranger *et al.*, 2004).

Résultats clés. Il y a une perte considérable de biodiversité des champignons dans les plantations, qu'elles soient feuillues ou résineuses, par rapport à l'écosystème natif. Cette perte de biodiversité résulte de la monospécificité de l'essence hôte, mais aussi de l'uniformité du peuplement et de la perte de l'hétérogénéité spatiale avec l'uniformisation des microclimats. La fertilisation sous résineux n'a pas d'effet sur la biodiversité fongique. Il n'y a pas de différence de biomasse microbienne totale entre la forêt native et les plantations.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. Il n'est pas anodin du point de vue de la biodiversité de substituer une essence. Il est important de limiter l'introduction d'essences qui sont « exotiques » à la station, ou de mettre en œuvre des mesures d'accompagnement telles que des plantations peu denses, des éclaircies fortes (pour laisser l'éclaircissement arriver au sol) ou, quand les conditions de sol y invitent, l'amendement.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. Prôner le mélange d'essences en alternative à l'enrésinement si l'on souhaite favoriser la biodiversité. Les aménagements de mélange d'essences sont cependant complexes à réaliser car il faut arriver à maintenir l'essence dans le mélange dont la croissance est la moins rapide. Le mélange intime n'est pas nécessaire pour le maintien de toutes les fonctions.



5. Influence de la structure paysagère

5.1 Synthèse

La biodiversité forestière étant favorisée par la diversité des milieux et des habitats à toutes les échelles, depuis les microhabitats jusqu'aux paysages, il y a lieu de se demander comment la structure paysagère influence la biodiversité forestière. Cette question concerne non pas la diversité des forêts qui peuvent être trouvées à l'échelle d'un paysage, mais bien la façon dont la structuration spatiale de la forêt dans le paysage peut influencer la biodiversité forestière. Cette question a ainsi trait aux lisières forestières, aussi bien pour leurs cortèges d'espèces distinctifs que pour l'influence qu'elles peuvent avoir sur la biodiversité à l'intérieur des forêts. Cette question a trait également à la façon dont les forêts sont connectées spatialement à l'échelle du paysage : selon que les forêts forment une trame ou sont au contraire fragmentées, la biodiversité forestière varie-t-elle ? Les éléments du paysage qui peuvent contribuer à isoler des parties de forêts, comme les routes forestières, ont-elles une influence sur la biodiversité forestière ? Nous rattachons également à ce chapitre la question du bois mort, qui est un microhabitat abritant des communautés d'espèces particulières, mais qui est vu ici comme un élément de structuration de la biodiversité à l'échelle du peuplement.

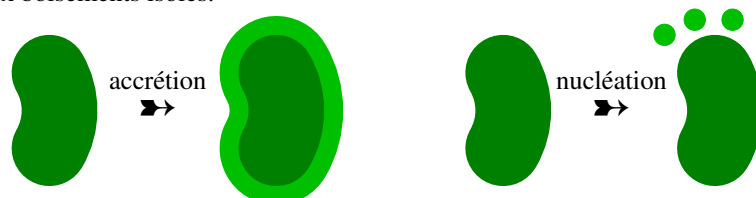
Tout comme la sylviculture (cf. résultat clé n° 5), les éléments de structuration paysagère (comme les lisières, la connectivité des forêts ou leur ancienneté, qui sera approfondie dans sa dimension temporelle au chapitre 6) restent des facteurs secondaires pour expliquer la biodiversité forestière, derrière les facteurs de station et d'habitat. Il n'en reste pas moins que pour la flore, les insectes et certains composantes de la faune (les oiseaux en particulier), des cortèges d'espèces particuliers sont associés aux lisières.

Résultat clé 7 Les éléments de structure paysagère constituent des facteurs secondaires pour expliquer la biodiversité forestière, derrière les facteurs locaux (comme les sols, les stations, les habitats. . .). Cependant, pour certains groupes taxonomiques (flore, oiseaux, insectes), les lisières abritent des cortèges particuliers d'espèces.

L'effet lisière, c'est-à-dire la différence d'abondance des espèces selon leur distance à la lisière forestière, a une portée spatiale bien supérieure à ce qu'elle serait si la lisière se comportait

comme une niche écologique particulière, suggérant que cet effet est aussi la trace de la dynamique temporelle de l'extension forestière, procédant par accrétion plutôt que par nucléation (cf. note n° 3).

Note 3 **Dynamique de l'extension forestière** — La colonisation de terres non forestières par les forêts peut se faire selon différents patrons spatiaux. L'extension forestière par accrétion correspond à une extension des boisements existants, comme si la forêt existante repoussait ses limites spatiales. L'extension par nucléation correspond à l'apparition de nouveaux boisements isolés.



Lors d'une extension par accrétion, les anciennes lisières forestières se retrouvent à l'intérieur de la nouvelle forêt. Ce n'est pas le cas lors d'une extension par nucléation où les lisières restent les limites de la forêt.

La fragmentation forestière, c'est-à-dire le morcellement de massifs forestiers en ensembles de parcelles plus petites et plus ou moins isolées, doit être évitée pour préserver la biodiversité forestière. Cela dit, pour les taxons étudiés par les projets BGF, les routes forestières ne sont pas des éléments d'isolation suffisamment forts pour induire de la fragmentation. À l'inverse, les haies arborées et les lisières peuvent agir comme des éléments tissant une trame continue, c'est-à-dire que ces éléments peuvent jouer un rôle de corridor écologique (cf. note n° 4). Les projets du programme BGF n'ont cependant pas permis de tirer de leçons claires sur cet effet corridor des haies et des lisières.

Note 4 **Corridor écologique** — Les corridors écologiques sont des milieux reliant entre eux différents habitats vitaux pour une espèce. Ils assurent des connexions entre des réservoirs de biodiversité, offrant aux espèces des conditions favorables à leur déplacement et à l'accomplissement de leur cycle de vie.

Résultat clé 8 Les routes forestières ont un faible impact sur la biodiversité. L'effet corridor des haies et des lisières est encore mal compris.

Enfin, en ce qui concerne le bois mort, ce n'est pas tant le volume de bois mort qui importe pour la conservation de la biodiversité que le ciblage de certains types de bois mort (gros bois, chandelles...) et la diversité des essences qui ont produit le bois mort.

Résultat clé 9 La diversité et le type de bois mort importent plus pour la conservation de la biodiversité que le volume de bois mort.

Pour les gestionnaires forestiers, il importe donc de prioriser les enjeux de conservation de la biodiversité, qui se jouent au cœur des massifs avant de se jouer à leurs limites. Si des actions de gestion en faveur de la biodiversité particulière des lisières doivent être engagées, il faudra tenir compte de la longue portée (de l'ordre du kilomètre plutôt que de la centaine de mètres) de l'effet lisière.

Sujet d'intérêt pour les gestionnaires 4 Il importe de prendre en compte l'effet lisière *versus* cœur de forêt dans la gestion forestière, et surtout la longue portée de cet effet qui implique que cet effet soit géré aux échelles les plus larges de la gestion. Cependant les enjeux de gestion de

la biodiversité sont d'abord à l'échelle du peuplement ou de la parcelle avant d'être au niveau des lisières et des corridors entre forêts. ■

Ces résultats ont un intérêt pour la politique de la Trame verte et bleue qui vise le maintien des continuités écologiques pour la préservation de la biodiversité. Si le programme BGF a cherché à mieux comprendre l'effet corridor de certains éléments de connexion linéaire comme les haies ou les lisières, les connaissances que le programme a produites sur ce point doivent encore être complétées pour pouvoir orienter efficacement les politiques.

Sujet d'intérêt pour les politiques publiques 3 La Trame verte et bleue profitera en premier lieu aux espèces dont la distribution est limitée par la dispersion et ces espèces devraient être prises en compte dans la mise en œuvre de la Trame. La politique de développement des Trames vertes et bleues nécessite des études scientifiques plus approfondies, biota par biota, afin de mieux anticiper et contrôler ses effets. Une éventuelle norme fondée sur le volume de bois mort doit donc être contextualisée et considérer des variables environnementales auxiliaires. ■

Quatre projets du programme BGF contribuent fortement à cette question de l'influence de la structure paysagère sur la biodiversité forestière. Leurs résultats et sujets d'intérêt sont résumés ci-après. Une synthèse BGF a également été consacrée à cette question (Basilico *et al.*, 2014a).

5.2 BILISSE – La biodiversité des lisières forestières

Contexte. Réalisé en trois sites d'étude de plaine de la zone atlantique, dans des conditions forestières contrastées (massifs feuillus et résineux au sein d'une matrice agricole intensive dans le Gâtinais dans le centre la France ; plantation de pin maritime dans les Landes de Gascogne ; taillis avec réserves de feuillus dans un paysage agricole mixte dans le pays de Comminges), ce projet avait pour objectif de caractériser la variabilité des lisières forestières, la biodiversité qu'elles abritent et les services écosystémiques qu'elles rendent. La biodiversité a été étudiée au niveau spécifique, dans plusieurs groupes taxonomiques : flore vasculaire, apoïdes (abeilles et guêpes apoïdes), rhopalocères (papillons de jour), et oiseaux. Financé dans l'APR 2010 de BGF, ce projet a été coordonné par Marc Deconchat (Deconchat *et al.*, 2014).

Résultats clés. Les lisières, zones de transition entre la forêt et le milieu ouvert, sont plus riches en biodiversité que le milieu forestier. L'effet de lisière est particulièrement marqué pour les oiseaux (plus forte abondance et richesse des assemblages d'oiseaux dans les lisières forestières intérieures). Les lisières rendent un service écosystémique de pollinisation : les lisières forestières sont des sources de pollinisateurs pour les cultures adjacentes dont la pollinisation est assurée par les insectes. L'abondance et la richesse spécifique des abeilles dans les champs sont négativement affectées par la distance à la lisière forestière. Les papillons sont plus abondants dans les lisières avec le milieu ouvert que dans les milieux ouverts. Les lisières présentent des types de dendro-microhabitats particuliers. Les lisières agissent à la fois comme corridor et comme barrière aux flux de pollen.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. La partie forestière des lisières semble être plus importante pour plusieurs groupes d'espèces que la partie externe en milieu ouvert. Le gestionnaire forestier est donc particulièrement concerné par l'attention à porter aux lisières. Cependant, les mesures de gestion à prendre pour favoriser les services écosystémiques de régulation et de pollinisation rendus par les lisières restent difficiles à préciser.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. Il est nécessaire de prendre en considération les lisières dans les politiques d'aménagement des paysages en vue d'une meilleure gestion de la

biodiversité, mais cela passe d'abord par une meilleure compréhension de l'effet de ces lisières. Le rôle de corridor des lisières devrait être mieux pris en compte, en plus de leur rôle d'interface et d'habitat.

5.3 CORYLUS – Influence de la composition et de la structure des masses forestières sur la biodiversité

Contexte. Réalisé à l'échelle de la France métropolitaine (pour les oiseaux) ou de sa moitié nord (pour la flore), en s'appuyant sur un vaste réseau d'observation de l'environnement (placettes de l'Inventaire forestier national pour la flore et réseau de suivi temporaire des oiseaux communs pour les oiseaux), ce projet avait pour un de ses objectifs d'évaluer l'effet de la composition et de la structure du paysage (à dominante forestière) sur le maintien et la dynamique de la biodiversité (voir § 6.4 pour une autre composante du projet). La biodiversité a été étudiée dans deux groupes taxonomiques : la flore et les oiseaux. Les caractéristiques du paysage ont été déterminées à partir de cartes de la forêt. Financé dans l'APR 2005 de BGF, ce projet a été coordonné par Jean-Luc Dupouey et Laurent Bergès (2010).

Résultats clés. Près de la moitié des espèces végétales sont sensibles à l'effet de lisière forestière, qui se fait sentir au-delà de 1 km. Une telle portée ne peut s'expliquer par le fait que la lisière constitue une niche écologique particulière, mais peut s'expliquer par la dynamique de l'extension forestière (colonisation par les espèces du « cœur » de la forêt plus lente que celle par les espèces de lisière induisant des lisières « fantômes » à l'intérieur des forêts actuelles). La diversité floristique est davantage expliquée par des facteurs locaux que par la structure et la composition de la mosaïque paysagère. Outre l'effet lisière déjà mentionné, deux autres traits du paysage contribuent cependant à expliquer la diversité floristique : le gradient milieux ouverts/milieux fermés (avec un effet positif sur la biodiversité de la présence de milieux ouverts intra-forestiers mais pas d'effet positif des peuplements adultes), et l'opposition entre paysages de feuillus et paysages de résineux (avec des espèces préférant les paysages composés exclusivement de feuillus ou de résineux). Une partie importante de la flore forestière se maintient donc grâce aux ouvertures. Les routes ont un faible impact sur les plantes forestières. La surface forestière boisée influence positivement la richesse en espèces d'oiseaux, et aussi bien la fragmentation forestière que l'isolement forestier ont peu d'effet sur les communautés d'oiseaux forestiers. Du point de vue de la dynamique de population des oiseaux forestiers, la surface forestière stabilise les communautés d'oiseaux forestiers tandis que les haies les déstabilisent. Une part limitée d'oiseaux spécialistes bénéficie des haies dans les milieux agricoles ou des clairières dans les forêts.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. Prendre en compte l'effet lisière *versus* cœur de forêt dans la gestion forestière, et surtout la longue portée (km plutôt que hm) de cet effet qui implique que cet effet soit géré aux échelles les plus larges de la gestion (département et régions plutôt que peuplement). Il faut pour cela cartographier les zones de cœur *versus* les zones de périphérie de massif. La prévalence des facteurs locaux sur les facteurs paysagers pour expliquer la biodiversité floristique implique que les enjeux de gestion de la biodiversité sont d'abord à l'échelle du peuplement ou de la parcelle. Le maintien d'ouvertures intra-forestières à l'échelle du paysage est importante pour la biodiversité floristique (maintien de sources de graines). En revanche la recherche de mélanges d'essences n'est pas une règle pour favoriser la biodiversité floristique (les peuplements homogènes du point de vue de la composition en essences facilitant plutôt la biodiversité floristique). La densification du réseau de dessertes ne semble pas produire d'effets néfastes sur la flore. Il est inutile d'augmenter la connectivité des forêts par le biais des haies pour améliorer la conservation des oiseaux forestiers (l'entretien et la plantation de haies devraient donc être motivés par d'autres raisons : conservation d'autres taxons que les oiseaux forestiers).

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. Affiner la connaissance cartographique sur les ouvertures intra-forestières et la composition en essences dans les mélanges futaie et taillis. La politique de développement des trames vertes et bleues nécessite des études scientifiques plus approfondies, biota par biota, afin de mieux anticiper et contrôler ses effets. Le mouvement accru d'individus ou de propagules via ces corridors n'a pas forcément de répercussions positives sur les populations. Il y a là un décalage entre les connaissances scientifiques acquises et la gestion en ce qui concerne le rôle de ces linéaires dans les paysages.

5.4 DISTRAFOR – Dispersion et persistance de la biodiversité dans la trame forestière

Contexte. Réalisé à l'échelle du bassin parisien, du nord et de l'est de la France, ce projet avait pour objectifs (1) d'identifier les espèces favorisées par la connectivité des milieux forestiers, (2) évaluer si un niveau minimal de couvert forestier dans le paysage est nécessaire au maintien des espèces, (3) tester si la fragmentation forestière sélectionne les individus les plus aptes à se disperser, et (4) évaluer les effets différés des changements paysages (voir § 6.5 pour ce dernier objectif). La biodiversité a été étudiée dans trois groupes taxonomiques incluant des espèces à faible capacité de dispersion : les plantes vasculaires, les coléoptères (saproxyliques et carabiques), et la méso et macro-faune du sol. Financé dans l'APR 2010 de BGF, ce projet a été coordonné par Frédéric Archaux (Archaux *et al.*, 2014).

Résultats clés. La flore colonise plus facilement les forêts récentes agrégées que les forêts nucléées (ce qui est également un résultat du projet CORYLUS, cf. § 5.3). La nature des sols est le premier déterminant de la flore forestière, avant l'ancienneté de la forêt ou la connectivité forestière. La moitié des plantes étudiées réagit à la surface forestière dans le paysage, avec à peu près autant d'espèces qui y répondent positivement que négativement. Pour les espèces dont la présence dans les boisements récents augmente avec la surface forestière, cette augmentation est surtout observée pour de faibles valeurs de couverture forestière (de 0 à 10-40 % selon les espèces, cf. aussi § 3.3). Un tiers des plantes manifeste un gradient d'abondance depuis la lisière de la forêt vers l'intérieur. Ce gradient reflète en réalité la dynamique temporelle de la lisière : les espèces de cœur de forêt sont les espèces de forêt ancienne, celles de lisière de forêt sont de forêt récente. À l'échelle des communautés et des groupes fonctionnels, les coléoptères saproxyliques et les coléoptères carabiques ne montrent pas de réponse forte ni à la qualité de l'habitat forestier, ni à la surface du fragment forestier, ni à sa connectivité. Il n'y a pas d'effet du mode de dispersion sur la colonisation des petits boisements isolés par les coléoptères. La composition floristique des boisements récents est plus proche de celle des boisements anciens lorsque le boisement récent est agrégé avec un bois ancien. La richesse spécifique arbustive est significativement plus forte dans les forêts récentes

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. La qualité des habitats forestiers est globalement plus importante pour la biodiversité que la connectivité forestière.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. La Trame verte et bleue profitera en premier lieu aux espèces dont la distribution est limitée par la dispersion et ces espèces devraient être prises en compte dans la mise en œuvre de la Trame verte et bleue. Il est préférable de favoriser l'accrétion forestière plutôt que la nucléation.

5.5 RESINE – Le bois mort dans la gestion forestière : représentations sociales et intérêts pour la biodiversité

Contexte. Réalisé dans deux régions forestières contrastées, à savoir la forêt de pin maritime des Landes de Gascogne d'une part, et la forêt de Rambouillet d'autre part (chênaie de plaine du nord de la France), ce projet avait pour objectif (1) d'évaluer les représentations sociales du bois mort par différents usagers de la forêt (public, forestiers, propriétaires, naturalistes) et (2) évaluer la relation entre différents descripteurs du bois mort (volume, qualité, diversité) et la biodiversité spécifique des mycètes (champignons) et des coléoptères saproxyliques. Seul le second de ces objectifs est considéré ici (voir § 12.2 pour le premier). Financé dans l'APR 2005 de BGF, ce projet a été coordonné par Christophe Bouget (2009).

Résultats clés. Il y a une relation positive entre le volume et la diversité du bois mort d'une part et la richesse des coléoptères saproxyliques et la richesse des mycètes d'autre part. Toutefois, cette relation n'est peut-être qu'un simple effet d'échantillonnage car le nombre d'espèces trouvées dans un milieu qui leur est approprié augmente lorsque la taille de ce milieu augmente (loi aire-espèce). En revanche la richesse des bryophytes corticales et la richesse des chiroptères ne sont pas corrélées au volume ou à la diversité du bois mort. Les gros bois morts au sol, les chandelles de chêne et les souches de pin maritime abritent des assemblages riches et originaux de coléoptères. Il y a un faisceau de résultats indiquant que la diversité des essences du bois mort a aussi un effet positif sur la biodiversité.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. Maintenir une diversité d'habitats de bois morts pour assurer la persistance du plus grand nombre d'espèces de coléoptères saproxyliques et de mycètes lignicoles. Maintenir cette diversité de bois morts ou le ciblage de certains types de bois morts (gros bois, chandelles...) peut être une alternative à l'augmentation du volume de bois mort afin de maintenir la biodiversité.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. Un indicateur de biodiversité fondé sur le volume de bois mort n'a de sens qu'en rapport avec le peuplement vivant et non en valeur absolue. Une éventuelle norme fondée sur le volume de bois mort doit donc être contextualisée et considérer des variables environnementales auxiliaires.



6. Évolution à long terme des forêts

6.1 Synthèse

De même que la structuration spatiale de la forêt dans le paysage peut avoir une incidence sur la biodiversité forestière (cf. chapitre 5), de même l'histoire de la forêt, c'est-à-dire en quelque sorte sa structuration temporelle, peut aussi avoir une incidence sur sa biodiversité. Cette dimension temporelle recouvre plusieurs notions qui ont chacune leur importance. L'**ancienneté** d'une forêt est liée à la durée depuis laquelle le sol a eu un usage forestier (note n° 5). Des approches historiques ou archéologiques permettent de déterminer l'usage des sols sur de longue durée, parfois en remontant jusqu'à l'époque gallo-romaine il y a 2000 ans, ce qui permet de déterminer avec plus ou moins de certitude l'ancienneté de la forêt. Les forêts anciennes ont pu constituer sur la durée des assemblages complexes d'espèces et cet héritage en termes d'interactions entre espèces peut être sans commune mesure avec l'âge des arbres qui constituent la forêt actuellement. Les forêts ont également gardé la mémoire de l'usage du sol antérieur à leur installation, quand bien même l'événement d'installation de la forêt est très ancien.

Note 5 Forêt ancienne — Une forêt ancienne est une forêt dont le couvert boisé a été continuellement maintenu depuis environ 1850 (date à laquelle la surface forestière a atteint son minimum pour une grande partie du territoire ; Decocq *et al.*, 2021). Cette notion se réfère à l'usage du sol en tant que « forêt », ce qui n'empêche pas qu'elle ait pu être exploitée. Une forêt ancienne n'est donc pas forcément constituée de vieux arbres, à la différence d'une vieille forêt, ou d'une forêt mature.

Une autre notion relative à la caractérisation temporelle des forêts est celle de **maturation**, qui renvoie à la notion de cycle sylvigénétique (note 6). Il existe plusieurs définitions de la forêt mature ; on retiendra simplement ici qu'une forêt mature est composée d'unités qui sont vers la fin d'un cycle sylvigénétique, voire d'unités qui ont déjà initié un nouveau cycle. Dans le cas de forêts plantées, la maturaison sylvigénétique peut donc inclure la substitution des essences initialement plantées par de nouvelles essences dans le cadre d'une succession naturelle, ce que l'on observe par exemple dans de vieilles plantations faites pour la restauration de terrain de montagne à la fin du 19^e siècle.

Note 6 Cycle sylvigénétique — Dans les forêts naturelles en libre évolution, toutes les classes de taille des arbres sont représentées. Les grands arbres qui atteignent la canopée sont les moins nombreux mais sont aussi ceux qui contribuent le plus à structurer la forêt. Quand l'un de ces grands arbres meurt, l'ouverture de la canopée qu'il crée et l'accès à la lumière qu'il permet déclenche un phénomène de succession au terme de laquelle un nouveau grand arbre viendra prendre la place dans la canopée de celui qui est mort. Ce cycle constitue le cycle sylvigénétique et la mosaïque de petites unités spatiales à différents stades de ce cycle que l'on peut observer dans une forêt naturelle s'appelle la mosaïque sylvatique. Dans les forêts françaises métropolitaines, la dynamique forestière naturelle et la sylviculture s'entremêlent, rendant cette vision des cycles sylvigénétiques plus ou moins perceptible.

Le programme BGF s'est intéressé à la fois au lien entre ancienneté de la forêt et biodiversité, et au lien entre maturation de la forêt et biodiversité. Un résultat marquant concernant le premier point est que les forêts ont une « mémoire » durable d'un usage agricole du sol préalable à l'installation de la forêt. La biodiversité des forêts anciennes n'est pas nécessairement plus élevée que celle des forêts non anciennes, mais il existe des cortèges d'espèces spécifiquement liés aux forêts anciennes.

Résultat clé 10 Les arrière-effets de l'usage agricole des terres sur les caractéristiques des forêts ayant recolonisé des terres agricoles sont de très longue durée, voire irréversible à l'échelle historique. Les groupes taxonomiques répondent (positivement ou négativement) à l'ancienneté des forêts, avec des cortèges d'espèces qui sont spécifiquement liés à l'ancienneté des forêts.

En ce qui concerne la maturation des forêts, il ressort des résultats des projets du programme BGF que la dynamique de maturation d'une forêt est liée à sa structuration spatiale en différentes unités à différents stades de cette dynamique. Du point de vue de la biodiversité, on retrouve alors les résultats déjà obtenus concernant le lien entre biodiversité et variabilité spatiale de la structure forestière (cf. résultat clé n° 3).

Résultat clé 11 À l'échelle du peuplement, les niveaux les plus bas de diversité floristique sont obtenus soit dans le stade initial de la maturation forestière, soit au contraire dans le stade le plus « mûr ». À l'échelle de la forêt, pour favoriser la biodiversité forestière, il importe de maintenir une variabilité spatiale des stades de maturation de la forêt.

Pour le gestionnaire forestier, il y a donc intérêt à identifier les forêts anciennes et les forêts en cours de maturation, donc bien connaître l'histoire des forêts. Les forêts anciennes constituent un réservoir de biodiversité particulier. Les usages agricoles antérieurs des forêts, même anciens, constituent un facteur stationnel important au même titre que les facteurs stationnels classiques (topographie, substrat...). Cependant, il n'est pas du ressort du gestionnaire (mais plutôt du chercheur) de mener les travaux permettant de distinguer forêts anciennes et forêts récentes.

Sujet d'intérêt pour les gestionnaires 5 Il importe de distinguer forêts anciennes et forêts récentes pour la gestion de la biodiversité. La gestion conservatoire du patrimoine végétal (biodiversité « ordinaire ») bénéficiera d'une meilleure prise en compte des aspects historiques. ■

Pour les politiques forestières, et notamment pour les politiques de conservation de la biodiversité, il importe donc de prendre en compte l'histoire des forêts. En effet, la valeur d'une forêt du point de vue de la biodiversité dépend de sa « naturalité » mais aussi de son ancienneté et des usages du sol antérieurs à l'installation de la forêt. C'est également un élément à prendre en considération dans les politiques d'orientation de la gestion forestière. Enfin, parce que la majorité des forêts anciennes françaises sont des forêts publiques, l'État a une responsabilité particulière dans la conservation des milieux forestiers.

Sujet d'intérêt pour les politiques publiques 4 Les décisions de mise en réserve de forêts devraient tenir compte de l'ancienneté des forêts. L'ancienneté des forêts devrait également être un paramètre à intégrer dans les documents de gestion des forêts, au même titre que la typologie des stations forestières ou des peuplements. Les espèces de la flore propre aux forêts anciennes pourraient être utilisées comme espèces déterminantes de la Trame verte et bleue. ■

Six projets du programme BGF contribuent fortement à cette question de l'influence de l'histoire passée des forêts sur la biodiversité forestière. Leurs résultats et sujets d'intérêt sont résumés ci-après.

6.2 Incidence des pratiques agricoles passées sur la biodiversité spécifique en milieu forestier dans l'Est de la France

Contexte. Réalisé dans les Vosges et sur le plateau calcaire lorrain, ce projet avait pour objectif d'évaluer la réponse de la biodiversité floristique et des caractéristiques des sols à l'utilisation ancestrale et actuelle des terres. Grâce à des études historiques ou archéologiques, l'histoire de parcelles aujourd'hui couvertes par la forêt a pu être retracée, qu'il s'agisse d'anciennes fermes abandonnées entre 1898 et 1940 (dans les Vosges) ou de systèmes agraires gallo-romains abandonnés au cours du 3^e siècles après J.C. (en Lorraine). Financé dans l'APR 1997 de BGF, ce projet a été coordonné par Étienne Dambrine et Jean-Luc Dupouey (Dambrine, 2001).

Résultats clés. La végétation des jardins, anciennes terres et anciens prés vosgiens (convertis en forêts depuis 100 ans), et celle des parcelles d'habitation, enclos et terrasses (occupation gallo-romaine il y a 2000 ans) sont plus nitrophiles et neutrophiles que celle des anciennes forêts. La végétation des anciennes forêts ou pâtures est plus acidiphile. L'usage agricole ancien se traduit par une augmentation du nombre d'espèces présentes (qui viennent enrichir le cortège des forêts anciennes). La composante végétale de la biodiversité forestière actuelle résulte en grande partie de l'histoire des usages anciens. Il existe un cortège d'espèces végétales spécifiquement liées à la continuité de l'état boisé sur de longues périodes. Les arrières-effets de l'agriculture sont de très longue durée, voire irréversible à l'échelle historique.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. Les zones anciennement cultivées sont nettement plus fertiles que les forêts anciennes. Cet avantage pourrait avec profit être valorisé lors des aménagements par des choix sylvicoles adaptés. En particulier, les zones anciennement cultivées pourraient probablement supporter des essences plus exigeantes que le seul épicéa, tels que les feuillus précieux.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. La valeur patrimoniale des forêts dépend de l'histoire de l'utilisation du sol. La présence de sites anciennement cultivés en forêt augmente la diversité des habitats, et donc la diversité globale de la forêt. Les décisions de mise en réserve devraient donc être raisonnées en fonction de ce paramètre. Afin d'évaluer la valeur patrimoniale d'une forêt, la seule prise en compte d'indicateurs indirects de « naturalité » est insuffisante et la recherche des zones à préserver doit se baser sur une analyse historique précise.

6.3 Variations de biodiversité forestière résultant des pratiques agricoles passées : importance spatiale et mécanismes de maintien

Contexte. Réalisé dans différentes régions françaises et divers types de peuplements forestiers (plantations d'épicéas et sapins dans les Vosges ; accrus récents de pin et bouleau dans la Chaîne des

Puys ; chênaies-hêtraies du Jura ; futaies de chêne du Nivernais ; taillis sous futaie et futaies de hêtre et chêne en Lorraine), ce projet avait pour objectif de (1) produire des synthèses cartographiques sur l'occupation anciennes de territoires actuellement forestiers et les variations de biodiversité associées, et (2) mieux comprendre les mécanismes de maintien des différences de biodiversité floristique issues d'un usage agricole d'époque gallo-romaine. Réalisé dans la continuité du précédent projet (§ 6.2) et financé dans l'APR 2000 de BGF, ce projet a été coordonné par Jean-Luc Dupouey et Étienne Dambrine (2004).

Résultats clés. Les défrichements de l'époque gallo-romaine ou médiévale couvrent de larges zones des forêts françaises actuelles. L'intensité avec laquelle le signal agricole ancien se conserve n'est pas directement liée à l'ancienneté de l'abandon. En revanche, ce signal est d'autant plus fort qu'on se trouve en milieu plus acide. Cette « mémoire » forestière des activités agricoles anciennes peut s'expliquer par (1) la création par l'activité humaine de microhabitats très spécifiques ; (2) le conservatisme du cycle des éléments minéraux en forêt ; (3) le statut compétiteur des plantes des milieux forestiers.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. La pérennité des effets de l'agriculture ancienne placent ce facteur quasiment au même rang d'importance que les facteurs stationnels classiques (topographie, substrat...) pour ce qui est de la caractérisation de la diversité des milieux forestiers et de leurs potentialités. Il est donc nécessaire de prendre en compte l'histoire dans la gestion des forêts. Puisque les cortèges floristiques des zones anciennement cultivées diffèrent fortement des zones non perturbées, la gestion conservatoire du patrimoine végétal (biodiversité « ordinaire ») bénéficiera d'une meilleure prise en compte des aspects historiques.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. L'ancienneté des forêts doit être un paramètre à intégrer dans la gestion des forêts, au même titre que la typologie des stations forestières ou des peuplements par exemple, qu'elle vient compléter. Pour raisonner la gestion des milieux forestiers à l'échelle nationale, il faut établir une carte nationale d'ancienneté des forêts.

6.4 CORYLUS – Influence de la composition et de la structure des masses forestières sur la biodiversité

Contexte. Réalisé à l'échelle de la moitié nord de la France métropolitaine, en s'appuyant sur le réseau des placettes de l'Inventaire forestier national pour la flore, ce projet avait pour un de ses objectifs de caractériser le changement des structures forestières depuis 1830 dans la région Lorraine (voir § 5.3 pour une autre composante du projet). Les caractéristiques du paysage ont été déterminées à partir de cartes de la forêt. Financé dans l'APR 2005 de BGF, ce projet a été coordonné par Jean-Luc Dupouey et Laurent Bergès (2010).

Résultats clés. L'ancienneté des forêts est liée au type de propriété foncière. La forêt publique conserve majoritairement les forêts anciennes de France, alors que la forêt privée est un territoire labile à moyen terme, susceptible d'échanges entre les états cultivés et boisés. L'extension forestière se fait majoritairement par accréation plutôt que par nucléation (cf. note n° 3 page 42).

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. Il est opportun de distinguer forêts anciennes et forêts récentes pour la gestion de la biodiversité.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. Il est constaté que la forêt publique et la forêt privée ont joué et jouent des rôles différents vis-à-vis de l'ancienneté des forêts, la forêt publique étant la garante de la continuité forestière à long terme. Cela conforte la responsabilité de l'État dans la conservation des milieux forestiers.

6.5 DISTRAFOR – Dispersion et persistance de la biodiversité dans la trame forestière

Contexte. Réalisé à l'échelle du bassin parisien, du nord et de l'est de la France, ce projet avait pour un de ses objectifs d'évaluer les effets différés des changements paysages en évaluant l'effet de l'ancienneté des forêts (voir § 5.4 pour les autres objectifs du projet). La biodiversité a été étudiée dans trois groupes taxonomiques incluant des espèces à faible capacité de dispersion : les plantes vasculaires, les coléoptères (saproxyliques et carabiques), et la méso et macro-faune du sol. Financé dans l'APR 2010 de BGF, ce projet a été coordonné par Frédéric Archaux (Archaux *et al.*, 2014).

Résultats clés. La moitié des plantes étudiées réagit à l'ancienneté de la forêt (même en contrôlant pour la station et le peuplement), avec à peu près autant d'espèces qui y répondent positivement que négativement. L'ancienneté de la forêt a un effet sur la composition spécifique des assemblages de coléoptères carabiques et saproxyliques : la richesse des espèces de carabiques forestiers et des espèces saproxyliques rares est plus forte dans les boisements anciens. L'abondance et la diversité totale de la faune du sol ne varient globalement pas en fonction de l'ancienneté de la forêt. Cependant la richesse et l'abondance des différents groupes taxonomiques répondent positivement ou négativement à l'ancienneté de la forêt.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. Il est pertinent de conserver la forêt ancienne à la fois parce qu'elle peut servir de source de recolonisation pour les forêts récentes et parce qu'il est possible que la biodiversité des habitats forestiers en forêt récente, même après des décennies, ne pourront converger que partiellement vers celle des forêts anciennes.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. Il importe de conserver les forêts anciennes en limitant leur conversion en terres non forestières. La flore est une bonne indicatrice de l'ancienneté des boisements, même si des recherches sont encore nécessaires pour comprendre dans quelles conditions (stationnelles, géographiques) telle espèce est indicatrice de forêt ancienne ou ne l'est pas. Ces espèces pourront être utilisées comme espèces déterminantes de la Trame verte et bleue.

6.6 Gestion d'une évolution forestière majeure de l'arrière-pays méditerranéen : la maturation sylvigénétique des pinèdes pionnières du Mont Ventoux

Contexte. Réalisé dans l'étage montagnard du Mont Ventoux, ce projet avait pour objectif d'apprécier les conséquences en termes de biodiversité de la lente maturation sylvigénétique des pinèdes du Mont Ventoux. Comme d'autres sites montagneux de la région méditerranéenne, le Mont Ventoux a fait l'objet de restauration de terrain de montagne à la fin du 19^e siècle pour lutter contre l'érosion des sols résultant de la surexploitation pastorale et forestière. Des plantations de pin (pin noir d'Autriche, pin à crochets, pin sylvestre) ont ainsi été réalisées à la fin du 19^e et début du 20^e siècle, le hêtre (écotype local) se maintenant dans des zones refuges (talwegs, crêtes rocheuses). Du fait du vieillissement des pins initialement plantés et de processus de succession naturelle, d'autres essences (hêtre, sapin pectiné, érable à feuilles d'obier...) sont progressivement apparues ou réapparues. Financé dans l'APR 1997 de BGF, ce projet a été coordonné par Philippe Dreyfus (2001).

Résultats clés. La structure verticale du peuplement influe sur la diversité floristique du sous-bois. En particulier, la strate intermédiaire des jeunes arbres a une influence sur la diversité des plantes du sous-bois. En revanche, les paramètres de surface du sol (souches, par exemple) ou du peuplement adulte n'ont pas d'incidence notable sur la biodiversité des plantes du sous-bois. Les

niveaux les plus bas de diversité floristique sont obtenus soit dans le stade initial de la maturation forestière (plantations de pin encore denses), soit au contraire dans le stade le plus avancé (hêtraie pure ou sapinière-hêtraie). Ce stade correspond aux peuplements à couvert le plus fermé. Le maximum de diversité floristique est obtenu dans les peuplements avec une forte régénération acquise (semis recrutés) : l'ouverture prolongée de la canopée lors des coupes de régénération a permis à une flore héliophile de s'exprimer sans pour autant que les autres composantes de la biodiversité ne disparaissent. La flore héritée des occupations du sol anciennes et non forestières (puisque les reboisements en pin ont été réalisés sur des terres abandonnées) ne persiste que dans les peuplements les plus clairs.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. Au cours de leur maturation, des peuplements plantés (ici des pins, espèces à croissance rapide, plantées pour restaurer des terrains dégradés) tendent naturellement vers des formations plus hétérogènes, le plus souvent mélangées. Si l'on souhaite maintenir la flore héritée des occupations du sol anciennes et non forestières (pelouses, landes, parcours, cultures), il faut maintenir en permanence à l'échelle du paysage une part de la forêt avec un couvert clair (mosaïque de peuplements à différents stades du cycle sylvicole). Le stade de la hêtraie pure constituerait, de ce point de vue, un stade final et probablement irréversible dans une dynamique naturelle. Pour maintenir un équilibre avec présence du pin, il faudra favoriser une hétérogénéité spatiale avec des trouées qui assurent un certain éclaircissement.

6.7 DYNFORDIV – Forçages environnementaux et anthropiques du turnover forestier, conséquences sur la diversité des communautés d'arbres en forêt tropicale

Les résultats du projet DYNFORDIV ont fait l'objet d'une fiche de synthèse BGF (Picard, 2020), à laquelle nous renvoyons pour de plus amples détails.

Contexte. Réalisé en Guyane française, ce projet avait pour objectif (1) d'établir le lien entre l'organisation spatiale (géographique) des types forestiers d'une part et les régimes du turnover forestier d'autre part, et (2) établir le lien entre ces régimes de dynamique forestière et les variations géographiques de la composition et de la diversité des communautés d'arbres. Financé dans l'APR 2013 de BGF, ce projet a été coordonné par Daniel Sabatier (2018).

Résultats clés. Les régimes de turnover forestier sont structurés spatialement et stables temporellement. Ils sont de plus liés aux caractéristiques des communautés d'arbres. Ils peuvent ainsi être cartographiés à l'échelle de la Guyane

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. La dynamique forestière est un indicateur pertinent pour raisonner la conservation et la gestion des forêts guyanaises. Elle peut servir notamment de facteur de stratification pour un inventaire forestier guyanais, dans la perspective d'une extension de l'inventaire forestier national aux territoires ultramarins.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. Il serait souhaitable d'accroître la proportion des forêts à dynamique lente, représentant un biome forestier probablement ancien, dans les dispositifs de conservation guyanais. Ces forêts à dynamique lente sont essentiellement présentes dans la partie nord de la Guyane qui coïncide avec le domaine où l'exploitation forestière a lieu, tandis que les aires protégées sont positionnées plus au sud. La mise en œuvre d'une telle orientation nécessiterait donc une révision assez significative de la vocation productive ou conservatoire des zones forestières de Guyane.



7. Gestion et diversité fonctionnelle

7.1 Synthèse

Dans un premier temps de cette synthèse, la gestion forestière a été vue comme une modalité susceptible d'influencer la biodiversité forestière (chapitre 3). On a vu que les modes de gestion forestière étaient eux-mêmes des caractéristiques trop synthétiques pour apporter une réponse univoque à la question de la relation entre gestion et biodiversité (résultat clé n° 1). Dans un second temps, des relations ont été recherchées entre la biodiversité forestière et certaines caractéristiques du peuplement qui sont susceptibles d'être influencées par la gestion forestière et qui ont *a priori* une influence plus directe sur la biodiversité : éclaircies et substitution d'essences (chapitre 4), structure spatiale de la forêt (chapitre 5), structure temporelle de la forêt (chapitre 6)...

Cependant la biodiversité n'est pas seulement la résultante des caractéristiques du peuplement, plus ou moins influencées par la gestion forestière. Elle a elle-même une influence sur le fonctionnement du peuplement. Puisque la gestion sylvicole interagit avec le fonctionnement du peuplement, s'y ajuste ou tente de l'influer pour obtenir un meilleur fonctionnement du peuplement, on comprend que la gestion forestière peut elle-même être élaborée en fonction de la biodiversité. En poussant le raisonnement, la biodiversité pourrait même devenir un outil à la disposition de la gestion forestière pour améliorer la conduite des peuplements. On pourra prendre l'exemple de la lutte contre les ravageurs, où l'amélioration de la biodiversité (grâce ou non à la gestion) pourra améliorer la résistance des peuplements aux ravageurs. On comprend ainsi que dans la relation entre biodiversité et gestion forestière, il ne s'agit pas seulement de voir l'influence de la gestion sur la biodiversité mais aussi, dans l'autre sens, l'influence que la biodiversité peut avoir sur la gestion, en facilitant certains itinéraires de gestion ou en offrant des alternatives à des pratiques de gestion.

Pour comprendre le rôle que la biodiversité peut jouer dans la gestion forestière, il faut comprendre le rôle que la biodiversité joue dans le fonctionnement forestier. Pour cela, plutôt que de décrire la biodiversité au niveau spécifique comme cela a été surtout le cas dans les chapitres précédents, il est pertinent de décrire la biodiversité au niveau fonctionnel (note n° 7). Ainsi, ce chapitre s'intéresse à la relation entre gestion forestière et biodiversité fonctionnelle à travers le fonctionnement de l'écosystème forestier.

Note 7 **Diversité fonctionnelle** — Un trait fonctionnel est une caractéristique morphologique, physiologique ou phénologique d'un organisme mesurée à l'échelle des individus et qui affecte sa performance individuelle. Par exemple le ratio surface/masse sèche de la feuille, le ratio masse sèche/masse fraîche de la feuille, le ratio azote/carbone de la feuille, le format des graines, le mode de dispersion des graines, la hauteur, l'architecture (morphologie racinaire, forme de la canopée), la présence d'épines, le type d'association mycorrhizienne sont des traits fonctionnels des arbres. La diversité fonctionnelle est la diversité des traits fonctionnels. Parce que des individus d'espèces différentes peuvent avoir les mêmes traits fonctionnels (par exemple des espèces différentes ont des épines), la diversité fonctionnelle diffère généralement de la diversité spécifique.

Un premier résultat des projets du programme BGF concerne le rôle fonctionnel de la diversité des essences d'arbres dans la résistance aux ravageurs.

Résultat clé 12 La richesse des essences d'arbres permet de limiter l'impact négatif des ravageurs (insectes, champignons) sur les peuplements forestiers, même si l'effet du mélange d'espèces est très variable selon les mélanges considérés, et que cet effet dépend aussi de la composition spécifique et pas simplement de la richesse spécifique en tant que telle.

Un second résultat concerne la production en bois sur pied et, plus généralement, plusieurs processus biologiques de fonctionnement de la forêt (décomposition de la litière, respiration du sol) qui sont plus intenses lorsque la diversité des essences est plus élevée. Les stratégies de reproduction des essences (cas du masting du chêne, cf. note n° 1 page 16) influencent également la biodiversité forestière dans son ensemble.

Résultat clé 13 La diversité spécifique des essences d'arbres peut d'avoir un effet positif sur la production en bois sur pied (« overyielding »), là aussi selon la composition spécifique du mélange. Cette effet positif (avec la même restriction qu'il dépend de la composition du mélange) se retrouve pour la décomposition de la litière et la respiration du sol.

Les conséquences de ces fonctions remplies par la biodiversité sont immédiates pour la gestion forestière, sous réserve de la faisabilité de leur prise en compte opérationnelle. Pour lutter contre les ravageurs ou améliorer la production de bois, il y aura intérêt à augmenter la diversité des essences à l'échelle du paysage. Une réserve déjà mentionnée est que ce n'est pas la diversité en tant que telle qui compte uniquement, mais aussi la composition des essences qui assurent cette diversité. Le choix des essences à introduire dans un massif pour en améliorer la diversité (et donc les services que rend cette diversité) est donc crucial. La structure spatiale de ces mélanges importe également, même si les projets du programme BGF n'ont apporté que des réponses partielles et provisoires sur ce dernier point.

Sujet d'intérêt pour les gestionnaires 6 Pour améliorer le fonctionnement des écosystèmes forestiers, il importe d'augmenter la biodiversité forestière à l'échelle du paysage, par exemple en préservant ou en reconstituant des mélanges d'essences diverses sous forme de haies ou d'îlots boisés. Il importe également de maintenir un régime de gestion qui favorise l'hétérogénéité des peuplements, et de favoriser les mélanges d'essences en peuplement. Il faut enfin tenir compte de la composition spécifique des mélanges : la diversité fonctionnelle en tant que telle ne suffit pas. ■

Les politiques forestières devraient donc inciter à la diversification des peuplements afin de tirer au mieux parti des services écosystémiques rendus par la biodiversité. Toutes les questions ne sont cependant pas encore tranchées, notamment sur les itinéraires techniques pour construire et conduire cette diversité d'essences dans les peuplements. La phase de renouvellement des peuplements est sur ce point une phase clé. En l'absence d'itinéraires techniques bien connus, une gestion adaptative

(note n° 8) pourra être favorisée par les politiques. En fin de compte, les politiques devraient soutenir le développement d'une ingénierie des peuplements en mélange.

Note 8 **Gestion adaptative** — La gestion adaptative est un processus structuré et itératif de prise de décision qui permet de faire face à l'incertitude dans l'évolution du système géré grâce à sa surveillance (Walters, 1986). La gestion adaptative permet donc non seulement de changer un système mais aussi d'apprendre sur ce système, ce qui requiert une interaction forte entre la gestion et la recherche sur le terrain (Gosselin et Laroussinie, 2004, § 3.2 p.53). La gestion adaptative nécessite un bon équilibre entre l'acquisition de connaissances nouvelles pour améliorer la gestion future et l'obtention du meilleur résultat à court terme sur la base des connaissances actuelles.

Sujet d'intérêt pour les politiques publiques 5 En incitant à maintenir les niveaux de biodiversité forestière à l'échelle du paysage et en favorisant les peuplements mélangés, les politiques forestières peuvent permettre de tirer le meilleur parti des services écosystémiques rendus par cette biodiversité (lutte contre les ravageurs, meilleure productivité en bois. . .). Les politiques forestières devraient favoriser la gestion adaptative des peuplements forestiers, en particulier en ce qui concerne la phase de renouvellement des peuplements. Elles devraient également développer une ingénierie des peuplements en mélange. ■

La diversification des peuplements a cependant une incidence immédiate sur la ressource disponible pour l'aval de la filière forêts-bois. Les politiques forestières incitant à la diversification des peuplements doivent donc en même temps prévoir la diversification de la ressource en bois.

Sujet d'intérêt pour les politiques publiques 6 Les politiques forestières devraient inciter à la valorisation d'essences aujourd'hui considérées comme secondaires. ■

Sept projets du programme BGF contribuent fortement à cette question de la relation entre la gestion forestière et la biodiversité fonctionnelle. Leurs résultats et sujets d'intérêt sont résumés ci-après.

7.2 Rôle fonctionnel de la biodiversité dans la résistance d'un écosystème forestier aux insectes ravageurs et champignons pathogènes

Contexte. Réalisé dans les plantations de pin maritime des Landes de Gascogne, ce projet avait pour objectif de (1) tester l'effet d'îlots de feuillus sur le niveau des populations d'insectes ravageurs du pin, l'hypothèse étant que les feuillus facilitent le maintien de densités de prédateurs et parasitoïdes de ces ravageurs, permettant ainsi un contrôle biologique des insectes ravageurs par leurs ennemis naturels ; (2) tester l'effet du mélange d'essences sur le niveau des pourridiés racinaires à armillaires, l'hypothèse étant que la simplification des écosystèmes forestiers dans les peuplements purs induit un déséquilibre biologique qui favorise les espèces de pourridiés les plus agressives. Le projet s'est appuyé sur des dispositifs expérimentaux consistant en des plantations artificielles de feuillus (mélanges de chêne pédonculé et autres feuillus) en bordure de peuplements purs de pin maritime, ou bien des peuplements mélangés de feuillus et pins comparés à des peuplements témoins monospécifiques de pin. Deux insectes ravageurs du pin ont été étudiées : la pyrale du tronc (*Dioryctria sylvestrella*) et la cochenille du pin (*Matsucoccus feytaudi*). Financé dans l'APR 1997 de BGF, ce projet a été coordonné par Hervé Jactel (Jactel *et al.*, 1998).

Résultats clés. Les îlots de feuillus augmente la résistance des peuplements de pin maritime à la pyrale et à la cochenille du pin. L'effet se fait sentir jusqu'à 1 km de la bordure feuillus-pin. Les résultats sont moins nets pour l'armillaire.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires et les politiques publiques. Cf. projet IS-LANDES (§ 7.3) qui est la suite directe de ce projet.

7.3 ISLANDES – Évaluation de la méthode des îlots feuillus pour restaurer la biodiversité de l'écosystème simplifié de pin maritime des Landes de Gascogne et améliorer sa résistance aux insectes ravageurs et champignons pathogènes

Contexte. Réalisé dans les plantations de pin maritime des Landes de Gascogne, ce projet est la suite du précédent projet (§ 7.2), avec les objectifs de (1) comprendre comment la diversité des essences forestières agit sur les mécanismes de résistance du pin maritime à ses deux plus importants insectes ravageurs (la pyrale du tronc *Dioryctria sylvestrella* et la processionnaire du pin *Thaumetopoea pityocampa*) et son principal champignon pathogène (l'armillaire); (2) analyser les facteurs de mise en place des communautés d'ennemis naturels de ces insectes ravageurs et champignon pathogène (oiseaux prédateurs, insectes prédateurs, araignées et champignons antagonistes), à l'échelle de la parcelle et à l'échelle du paysage. Financé dans l'APR 2000 de BGF, ce projet a été coordonné par Hervé Jactel (Jactel et Barbaro, 2004).

Résultats clés. Le mélange de feuillus avec le pin maritime augmente la résistance de ces derniers aux ravageurs (processionnaire du pin et pyrale du tronc). Pour ce qui est des relations entre la biodiversité et la structure du peuplement ou du paysage, la hauteur moyenne de la strate arborée à l'échelle du peuplement et la structure du paysage sont des indicateurs de la richesse spécifique et de la composition des assemblages d'oiseaux, de carabiques et d'araignées. Le suivi de différents groupes taxonomiques est indispensable pour analyser les relations entre biodiversité et gestion forestière.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. Il faut augmenter la biodiversité forestière à l'échelle du paysage, par exemple en préservant ou en reconstituant des mélanges d'essences diverses sous forme de haies ou d'îlots boisés, afin de réduire le niveau des attaques par la pyrale du tronc et la processionnaire du pin. Il importe de maintenir un régime de gestion qui favorise les effets de lisière entre la pinède et les milieux ouverts afin de maintenir la biodiversité dans le paysage landais. Pour la même raison, il importe de maintenir la présence et la distribution des îlots de feuillus dans le paysage landais.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. Il importe de maintenir un certain niveau de biodiversité forestière à l'échelle du paysage afin de bénéficier des services écosystémiques rendus par cette biodiversité.

7.4 Diversité fonctionnelle des arbres et réponse de l'écosystème forestier aux changements climatiques

Contexte. Réalisé dans les Landes de Gascogne, ce projet visait à mettre en place le dispositif expérimental Orphée pour analyser le rôle de la diversité des essences forestières dans le maintien des fonctions écologiques des forêts soumises au changement climatique. Ce dispositif expérimental consiste en des plantations de toutes les combinaisons possibles de mélanges de cinq essences (chêne pédonculé, chêne tauzin, chêne vert, bouleau verruqueux, pin maritime) dans des placettes de 0,04 ha répétées en blocs. Financé dans l'APR 2005 de BGF, ce projet a été coordonné par Hervé Jactel (2009).

Résultats clés. Le projet lui-même ayant pour objectif la mise en place d'un dispositif expérimental, son résultat est l'existence de ce dispositif. Cependant des études ultérieures fondées sur ce dispositif donnent un aperçu des résultats scientifiques qui ont pu être acquis grâce à ce projet BGF, tels que par exemple : l'augmentation de la richesse des espèces d'arbres réduit l'abondance de la mineuse des feuilles, les dommages causés par la mastication des feuilles, et l'infection par l'oïdium du chêne, ce qui correspond à un effet protecteur de la dilution des ressources (Field *et al.*, 2020); l'effet positif de la diversité spécifique sur l'abondance des ravageurs (en l'occurrence la processionnaire du pin) est lié à la composition en espèces et non à la richesse spécifique en tant que telle (Castagneyrol *et al.*, 2014); un modèle de dynamique forestière calibré sur les données du dispositif prédit un effet positif à long terme (« transgressive overyielding ») du mélange pin-bouleau à faible densité sur la production en bois sur pied (Morin *et al.*, 2020).

7.5 Quelle diversité des essences pour quelle production et quel fonctionnement du sol ?

Contexte. Réalisé en Guyane française sur le dispositif expérimental de Paracou, ce projet avait pour objectif d'évaluer l'effet de la diversité des espèces d'arbres sur le fonctionnement du sol, notamment au travers des différences de composition chimique des litières. Financé dans l'APR 2005 de BGF, ce projet a été coordonné par Jacques Roy.

Résultats clés. En forêt tropicale humide, le mélange d'espèces tend à stimuler la décomposition de la litière et la respiration du sol, mais avec des effets très variables selon les associations d'espèces. Une litière recomposée expérimentalement se décompose plus rapidement dans une forêt dont la composition spécifique correspond à la composition de la litière. Toutefois les traits fonctionnels ne permettent pas de prédire la décomposition de la litière : aucun lien n'a été trouvé entre la dissimilarité fonctionnelle et la décomposition de la litière.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. Pour appréhender le fonctionnement du sol (plus spécifiquement la décomposition de la litière) dans le cadre de la gestion forestière, la mesure de la diversité fonctionnelle peut présenter des limites rédhibitoires au développement d'outils d'aide à la décision.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. Il y a un effet bénéfique de la diversité spécifique sur le fonctionnement du sol. Cependant, notre connaissance des processus biologiques impliqués présente encore beaucoup de limites.

7.6 POTENCHENE – Potentiel de régénération des chênaies dans le contexte du changement climatique : quel avenir pour le masting et les consommateurs de glands ?

Contexte. Réalisé dans des chênaies (chêne sessile et chêne pédonculé) réparties sur l'ensemble de la France métropolitaine, ce projet avait pour objectif de (1) mieux comprendre les mécanismes qui sous-tendent le masting du chêne (voir note n° 1) en intégrant les processus endogènes à l'arbre et les conditions environnementales; (2) caractériser les liens entre les glandées, les consommateurs de glands (ongulés et insectes parasites du gland), et la régénération des chênaies; (3) explorer différents scénarios sur le devenir du masting du chêne dans le contexte du changement climatique. On se focalise ici sur le second de ces objectifs (voir aussi § 10.5). Financé dans l'APR 2013 de BGF, ce projet a été coordonné par Samuel Venner (2018).

Résultats clés. Le processus de pollinisation constitue la pierre angulaire du masting et permet de synchroniser les fructifications entre les arbres d'une même population mais, de façon contre-intuitive, le masting est d'autant plus intense que l'efficacité de la pollinisation est faible. Le masting du chêne impacte la survie des marcassins et les stratégies de reproduction des laies. Les ongulés ont un effet contrasté sur le succès de la régénération des chênaies : ils diminuent la survie et la croissance des jeunes plants de chêne mais en même temps diminuent la compétition inter-spécifique (du hêtre et des ronces). Le masting favorise des opportunités de niches écologiques distinctes et favorise la diversité spécifique des insectes spécialistes des glands.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. Il importe de tenir compte de la chaîne rétroactive glandée-consommateurs de glands (prédation par les sangliers ou parasitisme par les insectes) dans la régénération des chênaies, qu'elle soit naturelle ou par plantation (récolte de semences).

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. Il faut favoriser la gestion adaptative des peuplements forestiers, en particulier en ce qui concerne la phase de renouvellement des peuplements.

7.7 DISTIMACC – Diversité, stabilité et fonctionnement des écosystèmes forestiers : quelle ingénierie et quels mélanges pour l'adaptation au changement climatique, de la Provence aux Alpes du Nord ?

Contexte. Réalisé dans des peuplements mélangés en région Méditerranéo-alpine le long de gradients climatiques, ce projet avait pour objectif de (1) mieux comprendre l'effet du mélange d'essences sur la stabilité de la croissance des écosystèmes forestiers et la décomposition des litières, et sur la régénération des essences ; (2) identifier les types de mélanges qu'il serait intéressant de maintenir ou de favoriser pour l'adaptation des forêts au changement climatique dans les zones de montagne ; et (3) développer un savoir-faire en ingénierie forestière sur les conditions techniques de maintien ou de promotion de ces mélanges. L'approche suivie est une approche de modélisation reposant sur un modèle de dynamique forestière dépendant du climat (modèle Forceps). On se focalise ici sur la stabilité et le fonctionnement des écosystèmes, la réponse au climat étant abordée au § 10.3. Financé dans l'APR 2013 de BGF, ce projet a été coordonné par Xavier Morin (2018).

Résultats clés. Les peuplements qui assurent la meilleure production de bois tout en maintenant un couvert forestier important sont essentiellement des peuplements mélangés. L'inégalité en taille des arbres n'améliore pas nécessairement la production courante en bois. La stabilité temporelle de la productivité annuelle des peuplements serait indirecte et dépendrait principalement de l'asynchronie de la réponse des espèces (en termes de croissance) aux conditions climatiques. Les peuplements hêtre-sapin dans les Alpes du Nord montreraient une meilleure résilience de la productivité après une année sèche (pour chacune des deux essences) en mélange.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. D'une manière générale, il convient de favoriser les peuplements mélangés pour optimiser la production de bois. Parfois, l'optimum de récolte sera cependant obtenu pour un peuplement pur (cas du pin sylvestre dans le Ventoux). Le maintien de l'épicéa dans la région Méditerranéo-alpine paraît difficile.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. Il est pertinent de développer des aides permettant de favoriser les peuplements mélangés. Les politiques forestières devraient développer une ingénierie des peuplements en mélange.

7.8 BIOPICC – Biodiversité et productivité des forêts : effets des interactions biotiques sous contrainte climatique

Contexte. Réalisé dans les Landes de Gascogne sur le dispositif Orphée (cf. § 7.4), ce projet avait pour objectif d'explicitier les mécanismes qui sous-tendent la relation diversité-productivité en intégrant les contraintes biotiques et abiotiques. Le projet a porté sur trois espèces d'arbres du dispositif Orphée : le pin maritime, le bouleau verruqueux et le chêne pédonculé. On se focalise ici sur les résultats liés à la productivité (voir aussi § 10.4). Financé dans l'APR 2013 de BGF, ce projet a été coordonné par Bastien Castagneyrol (Castagneyrol *et al.*, 2018a).

Résultats clés. Le bouleau présente une susceptibilité par association : il subit plus de dégâts d'insectes en mélange qu'en monoculture. D'un autre point de vue, la présence de bouleau contribue à protéger les pins contre les attaques de chenilles processionnaires. Le bouleau présente une moindre productivité en présence de pin, tandis que le pin est plus productif en mélange avec le bouleau qu'en monoculture. Les effets de la diversité des arbres sur la productivité des forêts font intervenir des processus indirects s'inscrivant dans le temps long.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. Le choix de la composition spécifique des forêts est un levier de gestion susceptible d'augmenter la productivité des forêts et leur résistance aux insectes herbivores sous réserve que les essences d'accompagnement soient adaptées à l'essence cible. La substitution du pin maritime par le bouleau, ou l'addition du bouleau dans des peuplements peu denses de pin maritime, peuvent favoriser la croissance de ces peuplements mélangés et améliorer leur résistance aux attaques d'insectes ravageurs, comme la processionnaire du pin, au moins pendant les premières années après plantation.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. Compte-tenu du rôle fonctionnel positif du bouleau dans les forêts mélangées, il serait intéressant d'inciter au développement d'une filière de valorisation des ressources ligneuses à base de bouleau, considéré actuellement comme une essence secondaire.



8. Gestion et diversité génétique

8.1 Synthèse

Plusieurs projets BGF se sont intéressés à la relation entre la gestion forestière et la diversité, y compris au niveau génétique. Globalement, les résultats sur la relation gestion forestière / diversité génétique ne diffèrent guère de ceux sur la relation gestion forestière / diversité spécifique (cf. chapitre n° 3). Par exemple, le projet sur les forêts du pays de Sault (§ 3.2) a montré que certains stades de la futaie régulière ont un effet négatif sur la diversité génétique des populations de carabes, bien qu'il n'y ait aucune différence significative en termes de diversité génétique entre les populations de carabes présentes dans les futaies régulières et celles présentes dans les futaies irrégulières.

D'autres projets du programme BGF se sont intéressés à l'incidence de la structure génétique des essences sur leur gestion. Deux projets en particulier se sont intéressés à deux cas de figure :

- l'hybridation entre essences d'arbres, l'influence que cette hybridation peut avoir sur la production des essences, et la façon dont la gestion forestière peut limiter cette hybridation ;
- la relation entre la structure génétique d'une essence d'arbres et celle d'un de ses pathogènes, et la façon dont la gestion forestière peut influencer cette structure génétique (et donc l'incidence de la maladie).

Ces deux cas de figure sont détaillés ci-dessous.

8.2 Flux et introgressions génétiques entre espèces forestières : le cas du chêne liège avec les autres espèces de chênes méditerranéens dans les peuplements français

Contexte. Réalisé dans les quatre régions françaises du sud de la France où le chêne liège (*Quercus suber*) et le chêne vert (*Q. ilex*) coexistent, à savoir la Corse, la Provence, la Catalogne et une partie du Sud-Ouest (Landes et Gers), ce projet avait pour objectifs de (1) faire un bilan à l'aide de marqueurs génétiques de l'importance géographique de l'introgression génétique (note n° 9) entre le chêne liège et le chêne vert ; (2) déterminer si l'introgression peut conférer au chêne liège

des caractéristiques écophysiologiques intéressantes ; et (3) proposer des stratégies de gestion forestière en fonction des situations locales. Financé dans l'APR 2000 de BGF, ce projet a été coordonné par Roselyne Lumaret.

Note 9

Introgression — L'introgression est un terme de la génétique désignant le transfert de gènes d'une espèce vers le pool génétique d'une autre, génétiquement assez proche pour qu'il puisse y avoir interfécondation. Le transfert se fait par hybridation suivie de rétrocroisements répétés avec l'une des espèces parentes. Un tel processus aboutit à un être très proche de l'original d'un point de vue génétique, mais disposant de certaines séquences d'ADN émanant de l'autre espèce parente.

Résultats clés. Il y a des échanges génétiques entre le chêne liège et le chêne vert (hybridation, puis introgression génétique par croisement en retour des hybrides avec les formes parentales) dans les quatre régions françaises où le chêne liège est présent, à des niveaux différents selon l'intimité et l'ancienneté des contacts entre les deux espèces. Les deux espèces gardent des signatures physiologiques bien distinctes, mais ces différences sont plus faibles dans les régions où les contacts entre chêne liège et chêne vert sont intimes et anciens (Catalogne française) et plus élevées dans les régions où les contacts sont réduits (Provence). À court terme, l'hybridation et l'introgression ont un impact négatif sur la production de liège (les hybrides de chêne liège ne produisent pas de liège) ; à long terme, elles ont un effet positif car le chêne vert est une essence plus vigoureuse et rustique que le chêne liège et le transfert de ses gènes au chêne liège confère à ce dernier une plus grande vigueur. La Catalogne française où l'introgression est ancienne est ainsi la région où le chêne liège se régénère le mieux, tout en produisant du liège d'excellente qualité.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. Il faut limiter l'importance du chêne vert dans les parcelles de production de liège, sans pour autant l'éliminer. Il convient de rabattre les chênes verts (ce qui permet par la même occasion de produire du bois) plutôt que les dessoucher dans les parcelles, et de les conserver exclusivement en bordure des parcelles.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. Dans un contexte de régression actuelle du chêne liège, il s'agit de trouver un compromis entre l'intérêt économique à court terme des producteurs de liège qui tendent à éliminer le chêne vert et ses hybrides, et l'intérêt à long terme d'un brassage génétique entre les deux espèces pour élargir la base génétique du chêne liège et lui rendre de la vigueur. Il faudrait en outre tenir compte des spécificités des régions de provenance du chêne liège dans la réglementation sur les matériels forestiers de reproduction.

8.3 Influence de la structure génétique des peupleraies sauvages et cultivées et de la présence de mélèzes sur les populations de *Melampsora larici-populina*, agent de la rouille foliaire

Contexte. La rouille foliaire à *Melampsora larici-populina* est la maladie la plus dommageable pour la populiiculture européenne. La plantation d'un faible nombre de cultivars de peupliers résistants à la rouille a favorisé l'émergence et la dissémination de nouveaux pathotypes de la rouille capables de contourner les résistances sélectionnées. En revanche l'état sanitaire des peupleraies sauvages (ripisylves à *Populus nigra*) semble rester stable vis-à-vis de la rouille. Un pathotype de *M. larici-populina* est ici une combinaison de 8 virulences, où une virulence est un marqueur phénotypique fortement sélectionné par le peuplier (il y a donc 28 pathotypes possibles). Un pathotype est d'autant plus complexe qu'il porte un grand nombre de virulences. Le mélèze est l'hôte alternant de la rouille sur lequel a lieu sa reproduction sexuée. Réalisé dans des peupleraies cultivées de Picardie et Franche-Comté et dans des peupleraies sauvages des vallées alpines, ce

projet avait pour objectifs (1) de tester si la stabilité des peupleraies sauvages vis-à-vis de la rouille réside dans leur diversité génétique qui structure les populations de *M. larici-populina*, et (2) d'étudier le type de résistance du peuplier noir vis-à-vis de la rouille. Financé dans l'APR 2000 de BGF, ce projet a été coordonné par Pascal Frey et Jean Pinon (2003).

Résultats clés. La composition en pathotypes de la rouille est très différente entre les populations de peupliers cultivées qui sont des cultivars monoclonaux (richesse et complexité élevées des pathotypes) et les populations sauvages de peupliers (richesse et complexité faibles des pathotypes). La présence de mélèze augmente de façon très significative le nombre moyen de pathotypes par population de rouille (effet de la reproduction sexuée sur la diversité en pathotypes) mais pas leur complexité. Dans la vallée de la Durance qui comporte un énorme compartiment sauvage de peupliers (ripisylve à *P. nigra*) et quelques enclaves de peupleraies, la sélection de pathotypes par les cultivars des enclaves induit une « pollution » du compartiment sauvage par ces pathotypes.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires et les politiques publiques. La simplification des peuplements (à l'extrême avec les plantations de peupliers monoclonaux) induit une fragilité vis-à-vis des agressions biotiques.



9. Gestion forestière et biodiversité des sols

9.1 Synthèse

De nombreux projets BGF se sont intéressés au lien entre la biodiversité, la gestion forestière et les caractéristiques du sol. Le mot « sol » est ainsi celui qui présente l'occurrence la plus forte dans le corpus de textes issus de BGF traités par l'analyse lexicale (cf. § 2.1). Cependant, les résultats sur la biodiversité des sols forestiers sont souvent contrastés d'une étude à une autre (voire au sein d'une même étude), rendant difficile la généralisation des résultats. Une synthèse BGF a spécifiquement été dédiée à la biodiversité des sols forestiers (Nivet *et al.*, 2018). Nous renvoyons à cette synthèse pour les principaux résultats à retenir du programme BGF.

Les relations entre le sol et le compartiment aérien de la forêt sont faites d'interactions : la dynamique forestière a une influence sur la biodiversité des sols, mais réciproquement les sols ont une influence sur la biodiversité des forêts dans ses autres compartiments (flore, faune...). Par exemple le projet sur la biodiversité floristique et entomologique dans les vallées alluviales de Champagne-Ardenne (§ 3.10) s'est intéressé aux différences de biodiversité selon que le milieu était ouvert, couvert par des peupliers, ou couvert par la forêt. Globalement, les caractéristiques du sol sont déterminantes pour les cortèges d'espèces forestières (flore et faune), et la biodiversité forestière est élevée quand la variabilité des caractéristiques du sol est également forte. On retrouve ainsi, dans le cas du sol, le résultat déjà évoqué au chapitre 3 que les diversités spécifiques de différents groupes taxonomiques évoluent globalement dans le même sens (en particulier pour la flore du sous-bois et la faune du sol).

Résultat clé 14 La richesse de la flore du sous-bois et la diversité des communautés de la faune du sol varient globalement dans le même sens.

D'autres projets se sont intéressés au sol en tant que compartiment de la biodiversité, puisque le sol abrite une part importante mais souvent négligée de la biocénose forestière (microfaune, champignons...). Par exemple, le projet sur l'effet des substitution d'essence sur le fonctionnement organo-minéral de l'écosystème forestier (§ 4.5) s'est intéressé à la relation entre la diversité fongique et la substitution d'essence. Ce projet a montré que les plantations, qu'elles soient feuillues ou résineuses, ont une incidence négative sur la diversité des champignons. En milieu

tropical, le projet sur la diversité des essences et fonctionnement du sol réalisé en Guyane française (§ 7.5) a montré que le mélange d'espèces tend à stimuler la décomposition de la litière et la respiration du sol, mais avec une très grande variabilité selon les associations d'espèces.

Résultat clé 15 Le mélange d'essences est globalement favorable à la faune du sol. Toutefois, l'identité des essences d'un peuplement joue plus que leur nombre.

Le projet IMPREBIO (§ 4.4) s'est intéressé à l'influence de la densité des peuplements sur la biodiversité des sols et a montré que la richesse de différents groupes taxonomiques de la faune du sol répondait à la densité relative du peuplement : selon une courbe en cloche pour les vers de terres ; selon une courbe linéaire pour la mésofaune du sol (particulièrement les collemboles), avec une pente dépendant de l'âge du peuplement. Cependant cette forme de réponse était tirée par les extrêmes de densité de peuplement (phase de régénération ou phase de vieillissement avancé), les patterns de réponse de la biodiversité étant, quand on se restreint aux phases intermédiaires du cycle sylvigénétique, complexes et équivoques. Le projet détaillé ci-dessous (§ 9.2) donne un autre aperçu de la relation entre la diversité de la biocénose du sol et la densité des peuplements. La densité du peuplement semble agir sur la biodiversité du sol *via* l'influence qu'elle a sur le couvert végétal du sous-bois et les conditions microclimatiques qu'elle induit.

9.2 Diversité fonctionnelle des communautés d'ectomycorhizes et résilience des hêtraies de plaine face aux contraintes environnementales : effet du traitement sylvicole

Contexte. Réalisé dans une hêtraie de la forêt domaniale de Souilly dans la Meuse, ce projet avait pour objectif d'évaluer l'effet de la diversité des ectomycorhizes sur la viabilité et la fonctionnalité des racines fines absorbantes du hêtre au cours des saisons, et plus spécifiquement lors de la période hivernale. Champignons symbiotiques, les ectomycorhizes développent un vaste réseau mycélien permettant aux arbres d'absorber de l'eau et des éléments minéraux. Le projet s'est appuyé sur un dispositif expérimental d'éclaircie du hêtre avec deux traitements contrastés (une éclaircie « ultra forte » et un témoin sans éclaircie). Financé dans l'APR 2000 de BGF, ce projet a été coordonné par Jean Garbaye.

Résultats clés. Il n'y a pas de différence de richesse totale en ectomycorhizes entre le peuplement ayant subi une éclaircie « ultra forte » et le peuplement témoin (sans éclaircie), mais des différences d'abondances sont perceptibles : l'éclaircie bénéficie aux morphotypes d'ectomycorhizes les plus fréquents et est défavorable aux morphotypes les moins fréquents. Cependant la variation temporelle saisonnière de richesse en ectomycorhizes diffère entre le peuplement éclairci et le peuplement témoin : alors que la richesse en ectomycorhizes ne varie pas au cours de l'année dans le peuplement éclairci, elle diminue pendant les périodes sèches dans le peuplement témoin. De plus, l'éclaircie réduit le niveau moyen et les fluctuations dans le temps de l'activité métabolique des morphotypes les plus abondants. Ces effets sont très probablement liés à la réserve en eau utile du sol qui est plus élevée dans le peuplement éclairci. La diversité spécifique des ectomycorhizes s'accompagne d'une diversité fonctionnelle.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. Il est envisageable de s'appuyer sur des relevés ectomycorhiziens pour affiner la relation station-production. La communauté ectomycorhizienne pourrait constituer un indicateur pertinent pour la typologie des stations forestières et pour la définition des classes de fertilité.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. Il serait pertinent de réformer la sylviculture actuelle du hêtre vers une moindre densité des peuplements, surtout dans un contexte de changement

climatique global qui prévoit l'augmentation de la fréquence et de la durée des épisodes extrêmes. L'éclaircie forte agit en effet en faveur d'une espèce d'ectomycorhize qui confère aux racines absorbantes superficielles une meilleure résistance vis-à-vis des sécheresses passagères.



10. Biodiversité et changement climatique

10.1 Synthèse

Les changements considérés ici sont ceux induits par le changement climatique, soit directement (augmentation des températures, changement de la disponibilité en eau), soit indirectement (augmentation du risque de tempêtes, d'attaques de ravageurs). La relation entre la biodiversité et ces changements peut être étudiée selon deux points de vue :

1. la façon dont les changements impactent la biodiversité forestière ;
2. la façon dont la biodiversité peut améliorer la résilience des forêts vis-à-vis des changements.

En lien avec le premier de ces points de vue, le projet sur la réponse de la biodiversité aux chablis en Brie (§ 10.6) s'est intéressé à la relation entre la diversité des carabes forestiers et la surface des trouées issues des tempêtes. La réponse n'est finalement pas différente de celle obtenue lorsque les ouvertures de la canopée sont créées par la sylviculture plutôt que par les aléas climatiques : c'est d'abord la diversité des habitats qui favorise la diversité des carabes (cf. résultat clé n° 5). La température a un effet direct sur le fonctionnement de l'écosystème forestier, et donc potentiellement sur sa biodiversité. Le projet POTENCHENE a montré par exemple que la production de glands par le chêne sessile et le chêne pédonculé est favorisée par l'augmentation des températures printanières, à condition que la disponibilité en eau ne soit pas limitante (§ 10.5).

Cet effet limitant de la disponibilité en eau se retrouve dans des résultats en lien avec le second des deux points de vue ci-dessus. Les projets du programme BGF montrent en effet que le mélange d'essences peut avoir un effet positif sur la résilience des forêts aux changements, à condition que la disponibilité en eau ne soit pas limitante. Par ailleurs, et on retrouve ici un résultat qui avait déjà été obtenu concernant l'effet fonctionnel de la diversité des essences sur la résistance des peuplements aux ravageurs (cf. résultat n° 12) : ce n'est pas tant la diversité des essences qui permet en soi d'améliorer la résilience des forêts aux changements que la composition spécifique (c'est-à-dire l'identité des essences).

Résultat clé 16 Le mélange d'essences peut avoir un effet positif sur la stabilité temporelle, la résistance et la résilience des peuplements au changement climatique, mais cet effet varie

selon les conditions abiotiques, et encore davantage selon l'identité des espèces. Une conduite des peuplements en mélange peut être une stratégie intéressante pour atténuer l'impact des sécheresses estivales sur le recyclage de la matière organique.

Résultat clé 17 La disponibilité en eau joue un rôle particulier dans le sens où la sécheresse atténue l'effet positif du mélange. Cet effet limitant de la disponibilité en eau se retrouve dans la reproduction de certaines espèces, en particulier les chênes tempérés dont la production de glands est favorisée par le réchauffement à condition que la disponibilité en eau ne soit pas limitante.

Les recommandations pour la gestion forestière découlant de ces résultats rejoignent celles qui avaient été formulées à partir des résultats sur la diversité fonctionnelle (cf. sujet d'intérêt pour les gestionnaires n° 6), avec cependant une attention particulière à apporter au stress hydrique.

Sujet d'intérêt pour les gestionnaires 7 Pour atténuer l'effet négatif d'étés plus secs, il importe de maintenir des peuplements en mélange, tout en veillant à la composition spécifique de ces mélanges (mélange hêtre-sapin intéressant dans les Alpes du Nord ; mais peuplement pur de pin sylvestre qui reste une option à favoriser sur des sites alpins à influence méditerranéenne comme le Ventoux). Dans un contexte de changement climatique, la gestion de la réponse des arbres au stress hydrique devrait être une priorité pour la gestion forestière. ■

La reproduction des espèces dans un contexte de changements globaux mérite une attention particulière.

Sujet d'intérêt pour les gestionnaires 8 Il faut intégrer la variabilité des fructifications dans les stratégies de renouvellement des peuplements. ■

À travers ses projets (en particulier ceux du dernier APR), le programme BGF a permis de préciser la connexion au niveau des écosystèmes forestiers entre les enjeux de biodiversité et les enjeux du changement climatique. Toute politique forestière concernant la biodiversité devra prendre en compte le changement climatique et, réciproquement, toute politique forestière sur le changement climatique devra tenir compte de la biodiversité. L'adaptation des forêts au changement climatique, qui est un point clé en ce qui concerne les enjeux climatiques, nécessitera de mieux comprendre le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement des écosystèmes et les interactions que la biodiversité a avec les facteurs climatiques. La modélisation aura un rôle particulier à jouer de ce point de vue, en lien avec les théories écologiques (complémentarité des niches, etc.). Les stratégies d'adaptation qui pourront être développées dans le cadre de politiques publiques devront tenir compte de l'importance du stress hydrique qui conditionne les autres leviers pouvant être actionnés par la biodiversité. Enfin les dispositifs de suivi de la dynamique forestière devront être pérennisés, en particulier pour le suivi de la fructification des essences forestières.

Sujet d'intérêt pour les politiques publiques 7 Il importe de développer des outils d'aide à la décision pour l'adaptation des peuplements au changement climatique basés sur la modélisation et la théorie. Le stress hydrique devra être au cœur des stratégies d'adaptation des forêts au changement climatique. Il importe également de maintenir des réseaux de placettes de suivi forestier (en particulier pour assurer le monitoring de la phénologie, particulièrement les fructifications forestières). ■

Cinq projets du programme BGF contribuent fortement à cette question de la relation entre la biodiversité et les changements globaux. Leurs résultats et sujets d'intérêt sont résumés ci-après.

10.2 Diversité fonctionnelle des arbres et réponse de l'écosystème forestier aux changements climatiques

Contexte. Réalisé dans les Landes de Gascogne, ce projet visait à mettre en place le dispositif expérimental Orphée pour analyser le rôle de la diversité des essences forestières dans le maintien des fonctions écologiques des forêts soumises au changement climatique. Ce dispositif expérimental consiste en des plantations de toutes les combinaisons possibles de mélanges de cinq essences (chêne pédonculé, chêne tauzin, chêne vert, bouleau verruqueux, pin maritime) dans des placettes de 0,04 ha répétées en blocs. Un traitement consistant en de l'irrigation (pour alléger les conditions de sécheresse) a été appliqué à certains blocs. Financé dans l'APR 2005 de BGF, ce projet a été coordonné par Hervé Jactel (2009).

Résultats clés. Le projet lui-même ayant pour objectif la mise en place d'un dispositif expérimental, son résultat est l'existence du dispositif. Des études ultérieures fondées sur ce dispositif ont fourni de nombreux résultats scientifiques qui ont pu être acquis grâce à ce projet BGF, tel que par exemple : l'effet positif de la richesse spécifique est davantage marqué dans les blocs irrigués que dans les blocs non irrigués, ce qui démontre une interaction entre l'effet de la richesse spécifique et la disponibilité en eau (Field *et al.*, 2020).

10.3 DISTIMACC – Diversité, stabilité et fonctionnement des écosystèmes forestiers : quelle ingénierie et quels mélanges pour l'adaptation au changement climatique, de la Provence aux Alpes du Nord ?

Contexte. Réalisé dans des peuplements mélangés en région Méditerranéo-alpine le long de gradients climatiques, ce projet avait pour objectif de (1) mieux comprendre l'effet du mélange d'essences sur la stabilité de la croissance des écosystèmes forestiers et la décomposition des litières, et sur la régénération des essences ; (2) identifier les types de mélanges qu'il serait intéressant de maintenir ou de favoriser pour l'adaptation des forêts au changement climatique dans les zones de montagne ; et (3) développer un savoir-faire en ingénierie forestière sur les conditions techniques de maintien ou de promotion de ces mélanges. L'approche suivie est une approche de modélisation reposant sur un modèle de dynamique forestière dépendant du climat. On se focalise ici sur la réponse au climat (voir aussi § 7.7). Financé dans l'APR 2013 de BGF, ce projet a été coordonné par Xavier Morin (2018).

Résultats clés. Le mélange d'essences a un effet sur la stabilité temporelle de la croissance et de la régénération des peuplements, sur leur résistance et sur leur résilience, mais cet effet varie selon les conditions abiotiques, et encore davantage selon l'identité des espèces. Les mélanges hêtre-sapin sont intéressants pour leur capacité à tamponner les impacts du changement climatique, notamment au niveau de leur productivité. Les peuplements purs d'épicéa sont très vulnérables au changement climatique. Une conduite des peuplements en mélange peut être une stratégie intéressante pour atténuer l'impact de sécheresses estivales plus intenses sur le recyclage de la matière organique.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. Il importe de maintenir des peuplements en mélange pour atténuer l'effet négatif d'étés plus secs sur le recyclage de la matière organique. Dans un contexte de changement climatique, la production dans les Alpes du Nord peut être stimulée sur la base de mélanges hêtre-sapin. Le devenir de l'épicéa est incertain dans les décennies à venir (même s'il pourrait être maintenu en mélange avec le hêtre et le sapin dans les sites les plus frais des Alpes du Nord). Le pin sylvestre est à favoriser en peuplement pur sur des sites alpins à influence méditerranéenne comme le Ventoux.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. Stimuler le développement d'outils d'aide à la décision pour l'adaptation des peuplements au changement climatique fondés sur la modélisation et la théorie. Soutenir dans la durée les réseaux de placettes de suivi forestier.

10.4 BIOPICC – Biodiversité et productivité des forêts : effets des interactions biotiques sous contrainte climatique

Contexte. Réalisé dans les Landes de Gascogne sur le dispositif Orphée (cf. § 7.4), ce projet avait pour objectif d'explicitier les mécanismes qui sous-tendent la relation diversité-productivité en intégrant les contraintes biotiques et abiotiques. Le projet a porté sur trois espèces d'arbres du dispositif Orphée : le pin maritime, le bouleau verruqueux et le chêne pédonculé. On se focalise ici sur les résultats liés aux contraintes climatiques (voir aussi § 7.8). Financé dans l'APR 2013 de BGF, ce projet a été coordonné par Bastien Castagneyrol (Castagneyrol *et al.*, 2018a).

Résultat clé. Le rôle tampon du mélange des essences face au risque de sécheresse est dépendant de l'identité des espèces en mélange et vraisemblablement de leur tolérance à la sécheresse. La majorité des effets directs et indirects de la diversité des arbres sur la croissance des arbres et les processus associés sont dépendants du stress hydrique.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. Il convient de prendre en compte le stress hydrique pour interpréter l'effet de la diversité des arbres sur la productivité des forêts. La gestion de la réponse des arbres au stress hydrique devrait être une priorité pour la gestion forestière.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. Les stratégies d'adaptation des forêts au changement climatique doivent accorder une place très importante au stress hydrique (recherche, développement de modèles, pratiques de terrain).

10.5 POTENCHENE – Potentiel de régénération des chênaies dans le contexte du changement climatique : quel avenir pour le masting et les consommateurs de glands ?

Contexte. Réalisé dans des chênaies (chêne sessile et chêne pédonculé) réparties sur l'ensemble de la France métropolitaine, ce projet avait pour objectif de (1) mieux comprendre les mécanismes qui sous-tendent le masting du chêne (voir note n° 1) en intégrant les processus endogènes à l'arbre et les conditions environnementales ; (2) caractériser les liens entre les glandées, les consommateurs de glands (ongulés et insectes parasites du gland), et la régénération des chênaies ; (3) explorer différents scénarios sur le devenir du masting du chêne dans le contexte du changement climatique. On se focalise ici sur le troisième de ces objectifs (voir aussi § 7.6). Financé dans l'APR 2013 de BGF, ce projet a été coordonné par Samuel Venner (2018).

Résultats clés. Il y a une augmentation marquée de la production moyenne de glands du chêne sessile et du chêne pédonculé depuis 20 ans, liée à l'augmentation des températures printanières. La reproduction des chênes tempérés semble être favorisée par le réchauffement à condition que la disponibilité en eau ne soit pas limitante. Une méthode simplifiée de mesure des fructifications de chêne a été mise au point.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. Intégrer la variabilité des fructifications dans les scénarios de dynamique forestière (plus grande régularité des glandées prévues avec le réchauffement)

et dans les stratégies de renouvellement des peuplements (anticiper les glandées à l'année n en fonction de la météo et des glandées à l'année $n - 1$).

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. Garantir à long terme le monitoring des fructifications forestières (interrompu en 2007 en ce qui concerne RENECOFOR, par manque de ressources financières).

10.6 Réponse de la biodiversité aux chablis en Brie : interaction avec le type d'exploitation et la taille des trouées

Contexte. Réalisé en Brie francilienne, dans des peuplements forestiers impactés par la tempête Lothar du 26 décembre 1999, ce projet visait à tirer parti des dégâts occasionnés par la tempête pour mieux appréhender la réponse à court terme de la biodiversité aux modalités d'exploitation des bois et l'impact de ces dernières sur divers micro-habitats potentiels de certaines espèces. Indirectement, ce projet renseigne aussi sur l'impact des tempêtes sur la biodiversité. Les peuplements forestiers sont des mélanges de futaie de feuillus et de taillis dominés par le chêne. La biodiversité a été appréhendée à travers deux groupes taxonomiques : la flore vasculaire supérieure et les carabes. Trois traitements ont été considérés : la non-exploitation des chablis ; l'exploitation intensive des chablis ; une forme d'exploitation des chablis respectueuse de l'hétérogénéité de la trouée, qualifiée d'extensive. Financé dans l'APR 2000 de BGF, ce projet a été coordonné par Frédéric Gosselin (Gosselin et Bergès, 2004).

Résultats clés. La surface de la trouée joue en tant que telle un rôle mineur sur l'abondance et la richesse des carabes forestiers. Il y a des différences d'abondance et de richesse des carabes un peu plus marquées quand on compare les trouées aux non-trouées, ou bien les trouées non exploitées aux trouées exploitées (dans ce dernier cas, l'abondance et la richesse sont plus élevées en trouée exploitée qu'en trouée non exploitée). Les différences de richesse et d'abondance des carabes correspondent surtout à des différences de micro-habitats (les micro-habitats ouverts étant plus favorables) ; le mode d'exploitation a une influence secondaire ou pas d'influence. La taille de la trouée n'a pas d'effet marqué ou cohérent sur la biodiversité floristique. En revanche la trouée en soi a un effet positif sur la biodiversité floristique. La biodiversité floristique varie selon le micro-habitat. Les trouées ont un impact sur la composition des communautés floristiques en permettant l'installation d'espèces originales, souvent absentes des peuplements forestiers matures et fermés, sans pour autant que ces espèces forestières ne disparaissent. L'hétérogénéité des perturbations dans la trouée suite à l'exploitation crée une variabilité des communautés végétales à l'échelle de micro-habitats.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. L'exploitation mécanique des trouées n'est pas préjudiciable à la biodiversité floristique. Surtout, elle n'est pas défavorable au groupe des espèces forestières. Cependant la mise en tas très épais des rémanents apparaît comme une pratique défavorable à court terme à la végétation du sous-bois.



11. Indicateurs de biodiversité

Les projets du programme BGF ont évalué la biodiversité à différents niveaux (spécifique, fonctionnel, génétique), dans différents compartiments (strate arborée, sous-bois, sol), et pour différents groupes taxonomiques (essences de la strate arborée, flore du sous-bois, oiseaux, insectes, micro-faune...). Même si, à l'exception du projet GUYASPASE présenté ci-dessous (§ 11.1), les projets n'avaient pas spécifiquement pour objet de développer des indicateurs de la biodiversité forestière, les groupes taxonomiques inventoriés et les résultats qui ont pu être obtenus à partir de ces mesures fournissent des éléments sur les indicateurs possibles de biodiversité forestière. Nombre de projets BGF se sont attachés à évaluer l'effet d'un facteur lié à la gestion forestière (niveau d'éclaircie, niveau de mélange des essences, structure du paysage, densité de bois morts...) sur la diversité de tel ou tel groupe taxonomique. Vu comme une corrélation, cet effet, quand il existe, peut être interprété dans les deux sens :

- telle caractéristique de la forêt (le taux d'ouverture de sa canopée, son taux de mélange, sa densité de bois mort...) est un indicateur *indirect* de la biodiversité forestière ;
- réciproquement, tel groupe taxonomique modèle est un *bioindicateur* des caractéristiques forestières.

La seconde de ces interprétations est souvent la moins ambiguë dans la mesure où elle cible ceux des groupes taxonomiques étudiés qui ont répondu aux caractéristiques du peuplement. Les projets BGF ont ainsi identifié les bioindicateurs suivants (sans prétention à l'exhaustivité) :

- carabes (famille des Carabidae) : selon le projet sur les forêts du pays de Sault (§ 3.2), cette famille de coléoptères est un bon modèle pour étudier l'impact des modifications d'habitat sur la diversité des populations naturelles ;
- collemboles : selon le projet sur les forêts de Bethmale (cf. § 3.7), les collemboles sont des bioindicateurs de la nature des essences et de l'âge des coupes ; le projet sur les pessières d'altitude en Savoie (§ 3.8) a partiellement confirmé le rôle des collemboles comme bioindicateur de la composition du peuplement ;
- fourmis rousses (*Formica rufa*) : selon le projet de Gap-Chaudun (cf. § 3.3), les fourmis rousses sont des bioindicateurs de perturbation du peuplement ;
- lépidoptères : selon le projet sur les forêts de Bethmale (cf. § 3.7), les papillons sont un

bioindicateur complémentaire des collemboles car ils renseignent sur la structure forestière et ont une dynamique de réponse beaucoup plus rapide que les collemboles ;

- ectomycorhizes : selon le projet sur la diversité des communautés d'ectomycorhizes en hêtraie (cf. § 9.2), les ectomycorhizes sont un bioindicateur des stations et de la fertilité du sol ;
- forme d'humus (par extension, puisque l'humus n'est pas un groupe taxonomique) : l'humus est un bioindicateur pour évaluer la fertilité et le fonctionnement des sols forestiers (Nivet *et al.*, 2018). Cependant certains projets BGF ont également montré les limites d'un tel indicateur. Ainsi, selon le projet de Gap-Chaudun (§ 3.3), la morphologie de l'humus n'est pas un bioindicateur pertinent des perturbations.

Beaucoup d'efforts ont été consacrés aux indicateurs indirects de la biodiversité forestière car, une fois établis, ils permettent d'estimer la biodiversité forestière plus simplement et plus rapidement qu'en inventoriant les taxons. Toutefois, les indicateurs indirects fondés sur les caractéristiques du peuplement sont difficiles à établir car les différents groupes taxonomiques répondent rarement de manière cohérente aux caractéristiques du peuplement. De plus, la réponse des groupes taxonomiques dépend généralement de plusieurs facteurs en interaction, de sorte que leur réponse à un seul facteur pris séparément n'est pas univoque.

Résultat clé 18 Les réponses de la biodiversité forestière à une même pratique de gestion ne sont généralement pas univoques et ne sont généralement pas cohérentes d'un groupe taxonomique à un autre. Il est donc difficile de construire des indicateurs indirects de la biodiversité forestière.

Plusieurs projets BGF mentionnés dans la synthèse BGF dédiée aux indicateurs de la biodiversité forestière (Basilico *et al.*, 2014b) ont souligné la divergence des réponses de la biodiversité ou les limites des indicateurs indirects qui peuvent être utilisés :

- le projet GNB (§ 3.9) a observé des réponses variées de différents groupes taxonomiques (champignons lignicoles, bryophytes, coléoptères saproxyliques, oiseaux, chiroptères, flore vasculaire et carabes) à l'arrêt de l'exploitation forestière ;
- le projet IMPREBIO (§ 4.4) a montré que la réponse de différents groupes taxonomiques (flore vasculaire, bryophytes dont épiphytes, faune du sol, invertébrés) à l'intensité des prélèvements forestiers n'était pas univoque et dépendait de plusieurs facteurs en interaction ;
- le projet GEFORHET (§ 3.13) a montré de même que la réponse de la flore du sous-bois dépendait de plusieurs facteurs environnementaux (pente, altitude, orientation, acidité du sol) et de plusieurs facteurs de structure du peuplement (couvert forestier, surface terrière, diversité des essences...) en interaction, de sorte qu'il n'y avait pas de réponse univoque de la flore du sous-bois à un facteur donné ;
- le projet DISTRAFOR (§ 5.4 et 6.5) a montré que différents groupes taxonomiques (plantes vasculaires, coléoptères saproxyliques et carabiques, meso et macro-faune du sol) et différentes espèces au sein d'un même groupe taxonomique avaient des réponses divergentes à l'ancienneté, à la connectivité, et à la surface des forêts (à l'échelle du paysage) ;
- le projet RESINE (§ 5.5) qui s'est intéressé à la relation entre différents descripteurs du bois mort (volume, qualité, diversité) et la biodiversité spécifique des mycètes et des coléoptères saproxyliques a montré les limites de l'utilisation du volume seul de bois mort comme indicateur de la biodiversité, et a recommandé la construction d'un indicateur composite combinant des informations sur l'environnement local, la quantité, les types et la qualité du bois mort.

En montrant les limites d'indicateurs de biodiversité « ciblé » pris isolément, le programme BGF a confirmé l'intérêt de développer des indicateurs composites plus intégratifs, comme l'indice de biodiversité potentielle (IBP). Le projet GNB (cf. 3.9) a ainsi permis d'évaluer cet indice, en

montrant qu'il constituait un bon indicateur de la richesse spécifique en champignons lignicoles et mousses forestières.

Sujet d'intérêt pour les gestionnaires 9 Un indicateur pris isolément ne peut capturer la complexité et les multiples facettes de la biodiversité et ne peut donc, à lui seul, déterminer des choix de gestion. Les indicateurs liés au bois mort ont des limites connues. Les indicateurs composites (tels que l'IBP) sont plus intégratifs et opérationnels mais restent à être pleinement validés. ■

Sujet d'intérêt pour les politiques publiques 8 La biodiversité forestière ne peut être appréhendée qu'en s'intéressant simultanément à plusieurs groupes taxonomiques (approches multi-taxonomiques). Si des indicateurs indirects de la biodiversité sont utilisés, il faut combiner un éventail d'indicateurs complémentaires. ■

11.1 GUYASPASE – Comment passer des estimations locales de la biodiversité et des stocks de carbone à des indicateurs régionaux utilisables dans l'aménagement et la gestion des massifs forestiers guyanais ?

Contexte. Réalisé à l'échelle de la Guyane française, ce projet avait pour objectif d'évaluer les relations entre les différents services écosystémiques (carbone, biodiversité, etc.) fournis par la forêt, et de déterminer des indicateurs pour estimer la biodiversité à différentes échelles à des fins de gestion. Le projet s'est appuyé sur des données d'inventaire floristique sur des surfaces limitées mais avec des déterminations botaniques précises, combinées avec des données d'inventaire forestier sur des surfaces plus grandes mais avec des déterminations botaniques moins précises. Une carte de la biomasse forestière a été construite à l'échelle de la Guyane française à partir de cartes de variables environnementales et climatiques et grâce à un modèle ajusté à des données locales de biomasse. Financé dans l'APR 1997 de BGF, ce projet a été coordonné par Christopher Baraloto (2015).

Résultats clés. Les inventaires forestiers constituent une source d'information pertinente pour faire un classement des niveaux de diversité alpha sur le territoire guyanais. Quand bien même les niveaux de détermination botanique fluctuent dans les données d'inventaire, il est possible d'obtenir des indicateurs de diversité efficaces et à moindre coût à des échelles opérationnelles pour des objectifs de gestion. Il y a une faible relation entre la biomasse et l'environnement.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. Améliorer les déterminations botaniques dans les données d'inventaire en ciblant les groupes vernaculaires les moins bien appréhendés.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. Consolider l'inventaire forestier, notamment en réduisant les incertitudes dans les estimations de la biomasse des forêts guyanaises.



12. Biodiversité et société

12.1 Synthèse

La gestion forestière implique différentes catégories d'acteurs sur le terrain, au rang desquels les propriétaires forestiers qui ne représentent pas une catégorie homogène et qui peuvent être eux-mêmes répartis dans différents groupes. Les motivations de ces acteurs vis-à-vis de la biodiversité diffèrent d'une catégorie à une autre. Pour mieux comprendre comment améliorer la conservation de la biodiversité à travers la gestion forestière ou comment tirer parti de la biodiversité pour mieux gérer la forêt, plusieurs projets du programme BGF se sont intéressés aux représentations sociales de la biodiversité et aux perceptions que les différentes catégories d'acteurs sur le terrain peuvent avoir de la relation gestion forestière-biodiversité.

Un des résultats clés qui ressort de ces projets est que les acteurs locaux, les propriétaires forestiers en particulier, n'ont pour la majorité d'entre eux pas d'acception précise du terme même de « biodiversité », qu'ils associent le plus souvent à des contraintes imposées d'en haut pour la conservation de la biodiversité « extraordinaire » (les mesures Natura 2000, par exemple) et à des dépenses publiques pour des actions qui ne sont pas vraiment productives pour le territoire. Quand on en vient à la gestion forestière, la plupart des acteurs se font une représentation de la biodiversité à travers deux indicateurs principaux : le mélange d'essences et la présence de bois mort.

Résultat clé 19 Le terme même de biodiversité ne renvoie à aucune acception précise chez la grande majorité des acteurs locaux. Les propriétaires forestiers ne savent pas nécessairement définir la biodiversité. Ils s'en font une représentation à travers deux indicateurs principaux : le mélange d'essences et de la présence de bois morts. Plus qu'à la biodiversité en tant que telle, les acteurs sont attachés à la diversité de leur territoire. Ce qui se fait au nom de la biodiversité est perçu de manière négative, entre contrainte imposée d'en haut et argent mis sur ce qui n'est pas vraiment productif pour le territoire. Au contraire de la biodiversité « extraordinaire » qui capte les deniers publics, la biodiversité « ordinaire » suscite peu d'actions et de discours.

Les projets BGF ont également montré que les motivations des propriétaires forestiers étaient diverses, et pas nécessairement d'ordre monétaire, d'où un décalage potentiel avec les outils incitatifs déployés par les politiques publiques en faveur de la biodiversité. L'enjeu de la conservation de la

biodiversité n'est pas un enjeu qui structure la concertation des acteurs locaux. En revanche, les acteurs locaux peuvent s'organiser autour de questions de gestion forestière pour mobiliser des moyens qui, eux, influent sur la biodiversité. Les projets BGF ont également montré que l'échelle pertinente pour structurer une action collective des acteurs était un territoire restreint. Une autre condition pour le succès d'une telle structuration des acteurs locaux était de parvenir à construire des systèmes de valeurs communes permettant à certaines catégories d'acteurs de se construire une identité.

Résultat clé 20 Les acteurs ne s'organisent pas directement autour de l'enjeu « conservation de la biodiversité », même s'il existe des situations de gestion autour d'enjeux qui font intervenir des moyens qui, eux, influent sur la biodiversité. Pour qu'une démarche de prise en charge de la biodiversité par les acteurs ait une chance d'aboutir, il faut ancrer la démarche dans un territoire restreint. Si les acteurs sont mis en contact, ils peuvent fabriquer un système de valeurs communes et ainsi former un groupe. Il faut une ambiance locale pour contribuer à l'émergence d'une identité de propriétaire forestier et progressivement à la diffusion de nouvelles idées sur la manière de gérer le bois.

En ce qui concerne spécifiquement le bois mort, les projets BGF ont montré que la perception dominante des acteurs locaux est la suivante : selon les acteurs, le bois mort ne doit pas gêner les exploitants, ni entraver la régénération du peuplement, ni être une source de risque. En déclinant ces résultats selon différentes catégories d'acteurs, on trouve cependant un gradient de perceptions depuis des forestiers « industriels » qui sont enclins à évacuer les bois morts qu'ils perçoivent comme un risque phytosanitaire jusqu'à des forestiers « environnementalistes » qui voient le bois mort comme un élément indispensable de l'écosystème, en passant par des forestiers « distants » qui manquent de moyens pour vidanger les bois morts et les usagers pour qui les bois morts incarnent l'abandon de la forêt.

Résultat clé 21 Pour les forestiers en général, le bois mort ne doit pas gêner les exploitants ni entraver la régénération du peuplement, ni être une source de risque.

Pour les gestionnaires forestières, les recommandations qui peuvent être formulées sur la base de ces résultats est de chercher à aborder la question de la biodiversité avec les acteurs locaux de manière latérale, à partir du rapport que ces acteurs entretiennent avec leurs forêts et leur territoire. Il faut également chercher à introduire des mesures incitatives en faveur de la biodiversité qui sont non monétaires et davantage en adéquation avec les divers profils des propriétaires forestiers.

Sujet d'intérêt pour les gestionnaires 10 Le terme de biodiversité, en soi, ne constitue pas une bonne entrée en matière pour expliciter la relation qu'entretient un acteur avec la diversité du vivant d'un territoire forestier. Il convient d'aborder l'acteur de manière latérale en l'interrogeant sur son rapport aux forêts ou au territoire. ■

Les résultats des projets du programme BGF invitent finalement à repenser les politiques publiques en faveur de la biodiversité forestière qui pourraient être moins lourdes et onéreuses et plus efficaces en s'appuyant sur les acteurs de terrain plutôt que sur des instruments exogènes. De telles politiques nécessiteraient de tenir compte des attachements et des motivations des acteurs à l'échelle des territoires et devraient susciter l'ambiance locale permettant d'impulser des actions collectives intégrant des objectifs de conservation de la biodiversité. Il faut en fin de compte parvenir à mettre en œuvre une « écologie de la réconciliation » portant sur la relation entre les instigateurs des politiques publiques et les acteurs de terrain plutôt que sur la relation entre la biodiversité et les êtres humains.

Sujet d'intérêt pour les politiques publiques 9 Les politiques publiques en faveur de la biodiversité seraient moins lourdes et onéreuses, et surtout plus efficaces, dès lors qu'elles ne s'en remettent pas principalement à des instruments exogènes mais s'appuient sur les acteurs de terrain, leurs attachements et leurs motivations. L'action publique locale doit susciter l'ambiance locale qui permet d'impulser les actions collectives intégrant des objectifs de conservation de la biodiversité. ■

Cinq projets du programme BGF ont pu être identifiés comme contribuant fortement à cette question de la prise en compte de la biodiversité par les acteurs de la société impliqués dans la gestion forestière. Leurs principaux résultats et leçons apprises sont résumés ci-dessous.

12.2 RESINE – Le bois mort dans la gestion forestière : représentations sociales et intérêts pour la biodiversité

Contexte. Réalisé dans deux régions forestières contrastées, à savoir la forêt de pin maritime des Landes de Gascogne d'une part, et la forêt de Rambouillet d'autre part (chênaie de plaine du nord de la France), ce projet avait pour objectif (1) d'évaluer les représentations sociales du bois mort par différents usagers de la forêt (public, forestiers, propriétaires, naturalistes) et (2) évaluer la relation entre différents descripteurs du bois mort (volume, qualité, diversité) et la biodiversité spécifique des mycètes (champignons) et des coléoptères saproxyliques. Le premier de ces objectifs est considéré ici (voir § 5.5 pour le second). L'origine du bois mort diffère dans les deux forêts : à Rambouillet, il est dominé par la cohorte de bois mort générée par la tempête Lothar de décembre 1999 ; dans les Landes, les dégâts des tempêtes ont été nettoyés et le bois mort consiste principalement en des rémanents d'éclaircies et de coupes finales. Financé dans l'APR 2005 de BGF, ce projet a été coordonné par Christophe Bouget (2009).

Résultats clés. Pour les forestiers en général, le bois mort ne doit pas gêner les exploitants ni entraver la régénération du peuplement, ni être une source de risque. Une typologie des forestiers vis-à-vis du bois mort a été construite. Les forestiers « industriels » sont les plus enclins à évacuer les bois morts (à cause du risque phytosanitaire). Les forestiers « sylviculteurs » évacuent les bois morts en fonction du regard et du jugement de leurs pairs. Les forestiers « distants » (qui gèrent peu leur forêt) manquent de moyens pour vidanger les bois morts. Ces deux catégories de forestiers ne souhaitent pas perdre de temps et d'argent à vidanger les bois morts, d'autant qu'il y a des arguments environnementaux pour laisser le bois mort en place (bénéfice pour la biodiversité, limiter le tassement du sol par les engins d'exploitation). Les forestiers « environnementalistes » et les naturalistes voient le bois mort comme un élément indispensable et naturel de l'écosystème. Pour beaucoup d'acteurs (y compris les usagers), les bois morts incarnent l'abandon de la forêt (absence d'entretien, gaspillage de la ressource ligneuse). Pour toutes les catégories d'acteurs, les bois morts représentent un risque (chutes de branches, difficulté pour la circulation en parcelle, combustible pour les incendies, risque phytosanitaire...). Les forestiers « industriels » et « sylviculteurs » sont hostiles à la création d'îlots de vieillissement et de sénescence. La récolte de bois mort pour la filière bois-énergie est vue comme un complément de revenus, le principal objectif de la sylviculture aux yeux de ces forestiers restant la production de bois de qualité.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. L'argument sécuritaire (risque de chutes de branches...) est faible pour s'opposer à la rétention de bois et d'arbres morts.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. Bien que les enjeux de la conservation des bois morts aient été mis à l'agenda des politiques sur la biodiversité (avec des éléments normatifs

plus ou moins contraignants : liste rouge d'espèces protégées, nombre d'arbres morts à préserver à l'hectare), les forestiers toutes catégories confondus ne montrent pas un engouement fort pour ces enjeux. Avant de promulguer des normes sur la conservation du bois mort, il est nécessaire, pour une acceptation par les forestiers, de produire des connaissances scientifiques stabilisées sur les caractéristiques des bois morts à conserver. Il y a un besoin de produire des données normatives pour une rétention raisonnée des bois morts, de répondre aux préoccupations des gestionnaires vis-à-vis des risques phytosanitaires associés aux bois morts, et d'apporter une justification fonctionnelle à la rétention de bois mort dans l'écosystème.

12.3 Quel mode de régulation et de gestion durable des ressources forestières pour la biodiversité ? Une analyse à partir de la coordination locale

Contexte. Réalisé dans le Massif central, dans six terrains d'études couvrant une diversité d'espaces forestiers, ce projet avait pour objectif d'analyser les démarches collectives pour que les propriétaires forestiers privés intègrent dans leur gestion forestière certains principes de durabilité, en particulier la conservation de la biodiversité. Financé dans l'APR 2005 de BGF, ce projet a été coordonné par Valérie Angeon et Armelle Caron (2009b).

Résultats clés. Les acteurs ne s'organisent pas directement autour de l'enjeu « conservation de la biodiversité » : s'il existe des situations de gestion autour d'enjeux qui font intervenir des moyens qui, eux, influent sur la biodiversité, les acteurs ne se concertent jamais directement sur la biodiversité, ni sur les moyens à mettre en œuvre pour y parvenir. Les propriétaires forestiers ne savent d'ailleurs pas nécessairement définir ce qu'est la biodiversité. Ils s'en font une représentation à travers deux indicateurs principaux : le mélange d'essences et la présence de bois mort. Il y a également une absence d'initiatives collectives dans la gestion des ressources forestières. L'échelle territoriale est une échelle pertinente de mise en commun d'actions collectives en faveur d'une gestion durable des ressources. Si les acteurs sont mis en contact, ils peuvent fabriquer un système de valeurs communes et ainsi former un groupe. Le degré d'apprentissage des propriétaires forestiers en matière de conservation de la biodiversité est d'autant plus important qu'il s'inscrit dans une action collective. Il faut une ambiance locale pour contribuer à l'émergence d'une identité de propriétaire et progressivement à la diffusion de nouvelles idées sur la manière de gérer le bois. L'identité de propriétaire forestier est constitutive de l'intégration de valeurs et normes d'actions en faveur de la biodiversité.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. L'action publique locale doit susciter l'ambiance locale qui permet d'impulser les actions collectives intégrant des objectifs de conservation de la biodiversité.

12.4 OPTIQ-BIODIVERSITÉ – Outils et processus pour une territorialisation intégrée de la qualité de la biodiversité

Contexte. Réalisé sur le plateau de Millevaches en Limousin, à l'échelle du territoire d'une communauté de communes, ce projet avait pour objectif de concevoir, élaborer et tester des processus et des outils aptes à faciliter une meilleure prise en compte de la biodiversité et de ses enjeux par les propriétaires et gestionnaires forestiers. Le projet a été réalisé dans un contexte difficile et dégradé avec des conflits anciens autour des espaces forestiers, une multiplicité d'acteurs, une dissymétrie des rapports de force et l'absence de leadership manifeste. Financé dans l'APR 2010 de BGF, ce projet a été coordonné par Alain Bailly et Marc Valenzini (2014).

Résultats clés. Pour qu’une démarche de prise en charge de la biodiversité par les acteurs ait une chance d’aboutir, il faut ancrer la démarche dans un territoire restreint. Une prise en charge de la biodiversité requiert un lieu de rencontre entre les différents acteurs concernés par la forêt. Les motivations intrinsèques des acteurs en faveur de la biodiversité (et donc la prise en charge de la biodiversité plutôt que l’usage de la biodiversité) constituent un point d’entrée et un levier de changement pour les politiques publiques en faveur de la biodiversité.

Sujets d’intérêt pour les politiques publiques. Il est important de tenir compte des motivations des acteurs à l’échelle des territoires pour le succès des politiques publiques sur la biodiversité.

12.5 AMII – Articuler motivations, incitations et institutions pour mieux mobiliser les propriétaires forestiers privés en faveur de la protection de la biodiversité

Contexte. Réalisé sur la dispositif Natura 2000 du parc naturel régional des Ballons des Vosges, ce projet portait sur les liens entre les motivations des propriétaires forestiers privés, les modalités des incitations en faveur de la protection de la biodiversité qui leur sont adressées, et les institutions porteuses de ces incitations. L’objectif du projet était de (1) mesurer les différentes motivations des propriétaires forestiers privés et (2) vérifier si l’introduction de modalités d’incitation non monétaire et l’adaptation de la qualité de l’institution porteuse de ces incitations permettaient une meilleure adhésion des propriétaires à ces incitations en faveur de la biodiversité. Financé dans l’APR 2013 de BGF, ce projet a été coordonné par Francis de Morogues (2018).

Résultats clés. Les incitations actuelles en faveur des contrats Natura 2000 à l’intention des propriétaires forestiers privés sont essentiellement d’ordre monétaire, ce qui ne correspond pas à la diversité des motivations des propriétaires. Cette inadéquation réduit l’attractivité de ces contrats pour une grande partie des propriétaires. Le caractère monétaire des incitations crée un « effet d’éviction » auprès des propriétaires forestiers, c’est-à-dire réduit leurs comportements de protection de la biodiversité dus notamment aux motivations d’attachement à leur forêt ou de besoin de maîtrise de leur bien.

Sujets d’intérêt pour les politiques publiques. Il est important de tenir compte des motivations des propriétaires forestiers et de l’hétérogénéité de leurs profils. Il convient d’introduire des incitations non monétaires « à la carte », davantage en adéquation avec l’hétérogénéité des profils des propriétaires. Il importe de recourir, y compris par délégation, à des institutions décentralisées relevant notamment de professionnels de la forêt plus légitime aux yeux des propriétaires forestiers.

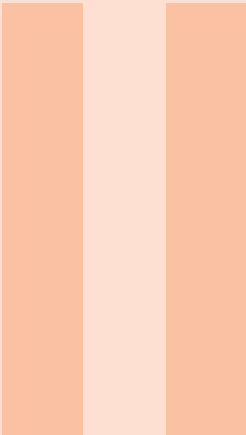
12.6 Conditions et moyens d’une prise en charge renforcée des enjeux de la biodiversité par les propriétaires et les gestionnaires forestiers

Contexte. Réalisé dans trois territoires forestiers (Médoc dans le massif Aquitain ; plateau de Millevaches en Limousin ; parc naturel régional du Morvan) ayant une vocation de production forestière affirmée dans des forêts dominées par des résineux indigènes (pin maritime, pin sylvestre, sapin, épicéa) ou introduits (Douglas) en mélange avec des feuillus, ce projet avait pour objectif de (1) mieux appréhender la manière dont propriétaires et gestionnaires forestiers perçoivent la notion de biodiversité, les enjeux auxquels elle renvoie selon eux, et leurs dispositions actuelles pour agir en sa faveur ; et (2) identifier les difficultés, blocages et freins pour une prise en charge renforcée de la biodiversité dans ces territoires. Financé dans l’APR 2005 de BGF, ce projet a été coordonné par Hervé Brédif et Alain Bailly (2011).

Résultats clés. Le terme même de biodiversité ne renvoie à aucune acception précise chez la grande majorité des acteurs locaux ; plus encore, il génère l'embarras et l'incompréhension. Plus qu'à la biodiversité en tant que telle, les acteurs sont attachés à la diversité de leur territoire. Pour une majorité des acteurs, les aspects biodiversité présentent un intérêt sinon marginal, en tout cas qu'il convient impérativement de relier à d'autres préoccupations, économiques notamment. Ce qui se fait au nom de la biodiversité est perçu de manière négative : entre contrainte imposée d'en haut et argent mis sur ce qui n'est pas vraiment productif pour le territoire. Au contraire de la biodiversité « extraordinaire » qui capte les deniers publics, la biodiversité « ordinaire » suscite peu d'actions et de discours. Tout se passe comme si la notion de biodiversité était associée à l'idée de milieux rares, menacés et localisés.

Sujets d'intérêt pour les gestionnaires. Le terme de biodiversité, en soi, ne constitue pas une entrée en matière suffisante pour expliciter la relation qu'entretient un acteur avec la diversité du vivant d'un territoire forestier. Il convient d'aborder l'acteur de manière latérale en l'interrogeant sur son rapport aux forêts ou au territoire.

Sujets d'intérêt pour les politiques publiques. Les forêts de production, même quand il s'agit de plantations de résineux, ne sont pas si mal placées que cela au regard de l'interpellation générale sur la biodiversité. Les politiques publiques en faveur de la biodiversité seraient moins lourdes et onéreuses, et surtout plus efficaces, dès lors qu'elles s'appuieraient sur les acteurs de terrain, leurs attachements et leurs motivations, plutôt que de s'en remettre à des instruments principalement exogènes. L'« écologie de la réconciliation » doit porter sur la relation entre les instigateurs des politiques publiques et les acteurs de terrain plutôt que sur la relation entre la biodiversité et les êtres humains.



Chiffres clés

13	Fonctionnement	87
14	Financement	93
15	Réalisations	95

13. Fonctionnement

13.1 Organismes représentés au Comité d'orientation et au secrétariat technique permanent

Le tableau ci-dessous indique, pour chaque institution, le nombre de représentants au Comité d'orientation du programme BGF, c'est-à-dire le nombre cumulé de personnes qui ont représenté l'institution depuis le premier APR, y compris celles qui, absentes aux réunions du Comité, ont transmis leur contribution par écrit. Est également indiqué le nombre de représentants de chaque institution au secrétariat technique permanent du programme (indiqué par le symbole †). La composition du Comité d'orientation et du secrétariat technique permanent ayant évolué au cours du temps, le tableau indique également la présence (●) ou absence (case vide) des institutions lors des différents APR.

Institution	Nb. rep. (1997-2014)	Invitation par APR				
		1997	2000	2005	2010	2013
CNRS *†	1	●				
ECOFOR	6	●	●	●		
ECOFOR ‡†	2	●	●	●	●	
ENGREF *†	2	●	●	●	●	●
Espaces Naturels de France	3	●	●	●		
Fédération des Conservatoires d'Espaces Naturels de France					●	●
Fédération des Parcs Naturels Régionaux	5	●	●	●	●	●
Fédération Nationale des Communes Forestières	1			●	●	●
IDF Biodiversité / CNPPF / ANCRPF CNPF	4	●	●	●	●	●
IFB	1	●	●	●		
FRB	1				●	●
IFN	2	●	●	●	●	
IGN	2				●	●
Ministère de la recherche / DGRI	3	●	●	●	●	●
Ministère de l'agriculture†	6	●	●	●		●

MAAF / DGPAAT / SFRC / SDFB	4					•	•
Ministère de l'écologie / D4E / SRP	2	•	•	•			
Ministère de l'écologie / D4E / SRP †	1	•	•	•			
Ministère de l'écologie / délégué interministériel Développement durable MEDDE / CGEDD	1		•	•	•		
MEDD / CGDD / DRI / SR	8					•	•
MEDD / CGDD / SEEID / ERNR	1					•	•
MEDD / CGDD / SEEID	1						•
MEDDE / DGALN / DEB / EN2	3					•	•
Ministère de l'écologie / DNP	7	•	•	•			
Ministère de l'écologie / IGE	1			•			
MEDD / DGEC	1						•
MEDDE / ONERC	1						•
ONF	8	•	•	•	•	•	•
Parc National des Cévennes	3	•	•	•			
Parc National des Pyrénées	1	•	•				
Parcs Nationaux de France	3	•	•	•	•	•	•
Réserves Naturelles de France	2	•	•	•	•	•	•
ADEME / SAF	1					•	•
FNE	2					•	•
ONCFS	1					•	•
Forestiers privés de France						•	•
WWF						•	•
CDC Biodiversité	1					•	•
Société forestière CDC							•
France Bois Forêt						•	

Statut : * Président du Conseil scientifique, † membre du secrétariat technique permanent, ‡ Directeur d'ECOFOR.

13.1.1 Représentativité et degré d'implication des membres du Comité d'orientation

La diversification des institutions invitées aux réunions du Comité d'orientation a été continue depuis la création du programme. De plus en plus d'organisations ont été impliquées afin de garantir la pertinence des objectifs du programme et la sélection des projets pour les politiques publiques et la gestion forestière. Le nombre de services du ministère chargé de l'écologie invités et présents au Comité d'orientation a augmenté durant les deux dernières tranches du programme (APR 2010 et 2013), favorisant notamment la diversification du financement des projets sélectionnés. À partir de l'APR 2010, les principales associations nationales de protection de la nature ont également été invitées de manière systématique et elles ont participé (tout aussi systématiquement pour FNE, de manière plus épisodique pour le WWF).

Certaines institutions ont été représentées par de nombreuses personnes de manière successive. Par exemple, entre 1997 et 2007 on compte sept représentants de la Direction de la nature et des paysages (DNP) du ministère de l'écologie, 6 représentants de l'ONF et autant du ministère de l'agriculture ; pour la période 2008-2018, l'ONF a envoyé successivement deux nouvelles personnes contre quatre pour le ministère de l'agriculture. Ce changement fréquent de représentants d'une même institution a pu nuire à la continuité de la stratégie de l'organisation au sein du programme et à la diffusion des résultats des projets au sein des directions et institutions concernées.

13.1.2 Taux de participation/degré d'implication

Le degré d'implication des institutions représentées au Comité d'orientation a considérablement varié. Celles qui sont membres du secrétariat technique permanent forment le cœur du comité d'orientation, tant en termes de constance dans les personnes impliquées que d'assiduité aux réunions : CNRS, ENGREF et ministère de l'agriculture pendant les trois premières tranches du programme, ministère de l'écologie et GIP ECOFOR pendant toute la durée du programme. Certaines institutions au contraire, bien qu'invitées, n'ont jamais été représentées aux réunions du Comité d'orientation : Fédération nationale des communes forestières (FNCOFOR), Institut français de la biodiversité (IFB), délégué interministériel Développement durable du ministère de l'écologie et Réserves naturelles de France. Certains membres du Comité d'orientation, bien que n'assistant pas aux réunions, ont cependant participé aux discussions par courrier électronique (préparation des APR notamment). De manière générale, la moitié des institutions invitées ont été représentée lors des réunions du Comité d'organisation, comme l'indiquent les taux de participation suivants : 57 % sur la période 1997-2000, 49 % sur la période 2001-2004, 52 % sur la période 2005-2008, 53% pour la période 2010-2013 et 53 % entre 2014 et 2018.

13.2 Membres du Conseil scientifique

Les membres du Conseil scientifique siègent en leur nom propre et ne représentent pas leur institution : ils sont choisis pour leurs compétences scientifiques ou techniques. Leur diversité doit apporter des compétences scientifiques variées afin de traduire au mieux les APR en termes scientifiques et de sélectionner, évaluer, voire orienter des projets devant être excellents du point de vue scientifique et pertinents du point de vue de la gestion forestière. L'intégration de nouveaux membres en 2000, puis surtout en 2005 (arrivée d'un sociologue et d'un économiste) et en juin 2013 (intégration de deux anthropologues et d'un modélisateur en écologie fonctionnelle) a permis d'étendre le champ des compétences du Conseil scientifique, notamment en sciences humaines. On compte onze membres sur la période 1997-2000, neuf entre 2000 et 2005, treize sur la période 2005-2008, quinze sur la période 2010-2014 et treize sur la période 2014-2018.

La participation des membres du Conseil scientifique a été plus importante que celle des membres du Comité d'orientation même si elle a fléchi au milieu du programme avant de rebondir sur les dernières périodes : 73 % de participation sur la période 1997-2000, 80 % sur la période 2001-2004, 63 % sur la période 2005-2008, plus des trois quarts sur les périodes 2010-2013 et 2014-2018.

Lors des réunions communes du Comité d'orientation et du Conseil scientifique en janvier 2007 et 2014, la participation a été respectivement de 55 % et 60 % pour le Comité d'orientation, et de 46 % et 70 % pour le Conseil scientifique.

Membre	Institution	Compétence	Invitation par APR				
			1997	2000	2005	2010	2013
Michel Arbez	INRA Bordeaux		●				
Alain Franc	ENGREF		●				
François Le Tacon	INRA Bordeaux		●				
Michel Loreau	ENS		●				
Jacques Blondel	CNRS CEFE	Avifaune, biologie de la conservation	●	●	●		
Henri Décamps *	CNRS Toulouse (CESAC)	Écologie du paysage, milieux aquatiques	●	●	●		
Roselyne Lumaret	CNRS CEFE	Génétique forestière	●	●	●	●	●
Claude Millier †	ENGREF	Bio-mathématiques	●	●	●	●‡	

Serge Muller	Université de Metz EBSE	Phytosociologie	• • •
Daniel Terrasson	CEMAGREF	Paysage	• • •
Jacques Roy	CNRS CEFE	Écologie fonctionnelle	• •
Hervé Jactel	INRA Bordeaux	Écologie du paysage ??? Entomologie forestière, indicateurs d'impacts, insectes ravageurs	• • • •
Frédéric Gosselin	CEMAGREF IRSTEA	Écologie et biométrie ; écologie des communautés, écologie forestière, biologie de la conservation	• • •
Olivie Nougarede	INRA	Sociologie	•
Franck-Dominique Vivien	Université de Reims	Économie de l'environnement	• •
Bernard Roman-Amat	ONF	Gestion forestière	•
Myriam Legay	ONF	Gestion forestière	• •
Thomas Cordonnier	ONF	Gestion forestière, sylviculture et écologie des peuplements mélangés	•
Thomas Cordonnier	(CEMAGREF) IRSTEA	Écologie forestière, modélisation	• • •
Christian Gauberville	IDF CNPF Orléans	Gestion forestière, indicateur d'impact biodiversité ; sylviculture, écologie forestière	• • •
Jean-François Dhôte	ONF R&D	Gestion forestière, indicateur, modélisation, biométrie ; écologie, changement climatique	• • • ‡
Meriem Fournier †	(ENGREF) AgroParisTech	Gestion forestière, biomécanique de l'arbre ; évaluation des ressources forestières, forêts tropicales	• •
Daniel Epron	Université de Lorraine Nancy / EEF	Écophysiologie végétale, allocation carbone	• •
François Lefèvre	INRA Avignon	Génétique forestière, potentiel adaptatif	• •
Thierry Tatoni	Université Aix-Marseille IMBE	Écologie du paysage	• •
Marieke Blondet	(ENGREF) AgroParisTech puis INRA	Anthropologie	• •
Marie-Dominique Ribéreau-Gayon	CNRS (ex) LISST, Toulouse SUM, Oslo	Anthropologie sociale et ethnologie	• •

Xavier Morin	CNRS CEFE	Effet du changement climatique sur les forêts, modélisation, écologie fonctionnelle	• •
Serge Garcia	INRA Nancy	Économie	•
Laurent Larrieu	IDF CNPF Toulouse	Gestion forestière	•

Notes : † président du Conseil scientifique ; * co-président (jusqu'en 2010) ; ‡ s'est retiré après la sélection des projets soumis en réponse à l'APR.

13.3 Sélection des projets

Le tableau ci-dessous indique la sélectivité des instances de décision du programme BGF lors des différents appels à projets. La plupart des projets prioritaires pour le Comité d'orientation ont été retenus sous la condition que les projets aient pris en compte les modifications demandées par les instances du programme. Le ratio entre le nombre de projets retenus pour financement et ceux recommandés par le Conseil scientifique n'a cessé de diminuer depuis le début du programme du fait d'une augmentation du nombre de projets soumis, le nombre de projets financés restant stable.

	APR				
	1997	2000	2005	2010	2013
Projets à recommander (A)	0	6	5		4
Projets à revoir (B)	10	7	12		13
Projets trop faibles (C)	13	12	12		6
Projets hors sujets	5	5	6		6
Projets hors champ / retirés	1	1	0		1
Total projets reçus	29	31	35	15 (+1)	30
Total projets évalués	28	30	35		29
Total projets financés	7 (+3)	8	8	8	5
Ratio financés / recommandés (A+B)	70 %	62 %	47 %		29 %

Note : le classement des réponses à l'APR 2010 n'a pas été conservé.

14. Financement

14.1 Apports financiers par APR

Le tableau suivant indique les financements mobilisés à chaque APR du programme. Les montants présentés ici diffèrent parfois légèrement de ceux présentés dans l'évaluation de 2008 de BGF (Bussillet *et al.*, 2008) car certaines contributions avaient été omises dans cette évaluation. Pour établir le tableau ci-dessous, nous avons retracé toutes les contributions sur la base des textes et des suivis de gestion des conventions de subvention entre les ministères et ECOFOR, entre les ministères et les projets, et entre ECOFOR et les projets. Les montants présentés sont ceux des financements effectivement engagés et sont exprimés en euros.

Financier	APR					Total
	1997	2000	2005	2010	2013	
GIP ECOFOR	94 807	12 478	0	40 000	40 000	187 285
dont projet	0	12 478	0	0	0	12 478
dont animation	94 807	0	0	40 000	40 000	174 807
Ministère en charge de l'écologie	379 226	414 755	755 260	1 040 648	776 790	3 361 623
dont projet	359 991	326 087	588 236	891 106	641 790	2 807 210
dont animation	19 236	83 612	167 024	149 542	135 000	554 413
Ministère en charge de l'agriculture	0	192 308	167 224	215 000	100 000	674 532
dont projet	0	192 308	137 520	215 000	100 000	644 828
dont animation	0	0	29 704	0	0	29 704
Total	474 033	619 541	922 484	1 295 648	916 790	4 228 496
dont projet	359 991	530 873	725 756	1 106 106	741 790	3 464 516
dont animation	114 042	88 668	196 728	189 542	175 000	763 980

14.2 Financement moyen par projet

Le financement moyen par projet a globalement augmenté au cours des APR successifs, le financement moyen en fin de programme étant près du double du financement moyen par projet en début de programme.

APR	Montant moyen (HT)
1997	66 211 €
2000	79 366 €
2005	104 774 €
2010	138 263 €
2013	121 249 €

15. Réalisations

15.1 Types de gestion forestière étudiée dans les projets

Projet *	APR	Non-gestion	Gestion traditionnelle			Gestion intensive	
			Futaie irrégulière	Taillis sous futaie	Futaie régulière	Plantations mono-spécifiques	Autre
Dreyfus 1997	1997		•			•	
Blondel 1997	1997						
Bardat 1997	1997		•	•	•		
Dambrine et Dupouey 1997	1997			•	•	•	•
Bailly 1997	1997					•	
Rameau 1997	1997	•	?	?			
Bergès 1997	1997	•	•				
Gosselin 1997	1997		•	•	•		
Rasplus 1997	1997		•		•		
Jactel 1997	1997					•	
Frey 2000	2000	•				•	
Garbaye 2000	2000				•		
Chauvet 2000	2000						•
Dupouey 2000	2000			•	•	•	•
Lumaret 2000	2000						•
Gosselin 2000	2000			•	•		
Ranger 2000	2000			•		•	
Jactel 2000	2000					•	
Bouget 2005	2005			•	•	•	
Angeon/Caron 2005	2005						
Bailly/Brédif 2005	2005						
Berthelot 2005	2005	•					•

Pascal 2005 remplacé par Baraloto	2005						•
Jactel 2005	2005						•
Dupouey 2005	2005						
Roy 2005	2005						•
Sous-total 1997-2005		4	5	7	8	9	8
Bilisse	2010					•	•
Distrafor	2010						•
Geforhet	2010						•
GNB	2010	•					
GuyaSpase	2010						•
Imprebio	2010						•
OptiqBiodiversité	2010						
Sylecol	2010						•
Amii	2013						
BioPICC	2013						•
Distimacc	2013						•
DynForDiv	2013						
PotenChêne	2013						•
Total		5	5	7	8	10	17

* Voir annexe A pour une identification plus précise des projets.

15.2 Compartiments de la biodiversité étudiés

Compartiment de biodiversité	Nombre de projets			
	APR 1997 à 2005	APR 2010	APR 2013	Total tous APR
Ligneux	18	7	4	29
Feuillus	16	1	3	20
Résineux	10	1	2	13
Mixte	8	1	2	11
Flore	15	1	1	17
Faune	11	3	2	16
Artificiel	11	0	0	11
Fonctionnalités écologiques	11	1	4	16
Sol et mycorhizes	6	3	1	10

15.3 Nombre moyen de partenaires par projet

En moyenne sur l'ensemble du programme, un projet a impliqué cinq partenaires. Le nombre moyen de partenaires par projet a eu tendance à décroître au cours du temps.

APR	Nombre de partenaires par projet		
	moyenne	minimum	maximum
APR 1997	6	3	11
APR 2000	5	2	9
APR 2005	4	1	6
APR 2010	4	1	6
APR 2013	3	2	4
Tous APR	5	1	11

15.4 Caractérisation des équipes participant à BGF

Les tableaux ci-dessous indiquent l'appartenance des équipes qui ont participé aux projets BGF aux différentes catégories d'organisations auxquelles elles se rattachent. Les valeurs pour les APR 1997, 2000 et 2005 figurent telles qu'elles avaient été données dans l'évaluation de BGF de 2008 (Bussillet *et al.*, 2008 ; parties de droite des tableaux ci-dessous) mais ont également été recalculées pour garantir l'homogénéité des résultats sur l'ensemble des APR, et donc la fiabilité des comparaisons. Plusieurs différences sont en effet apparues en raison de la probable réévaluation du nombre d'équipes partenaires par les évaluateurs de 2008 en fonction des participations effectives au projet (estimées *a posteriori* suite à l'enquête réalisée auprès des coordinateurs des projets). De plus, la classification des organismes de 2008 a été revue afin de comptabiliser plus exactement les différents statuts. Ainsi l'ONF, qui est à la fois EPIC et gestionnaire public, était compté comme gestionnaire public, ce qui réduisait le nombre d'EPIC ; de même pour l'AFOCEL, classée dans la recherche privée alors qu'elle était aussi une association. Nous avons donc scindé le tableau 15 de l'évaluation de 2008 en deux tableaux pour éviter les doublons tout en ayant une visibilité ajustée du type d'organisme par statut juridique (type d'organisation, avec ajout d'une ligne pour le CTI désormais représenté dans BGF depuis l'APR 2010) et par domaine d'activité (avec ajout de la ligne recherche publique pour faciliter la lecture). Enfin, ce nouveau bilan tient compte des 12 projets dont le financement est rattaché à l'APR 1997, alors que l'évaluation de 2008 n'en considérait que 10 (faute d'information financière sur les deux projets omis).

15.4.1 Appartenance des équipes aux types d'organisme

Les valeurs indiquées sont des nombres d'équipes. Le nombre total d'équipes impliquées a decru au cours du temps, mais cette décroissance en nombre n'est pas corrigée par l'évolution de la taille des équipes qui a pu se produire en parallèle (passage d'unités propres de recherche à des unités mixtes de recherche de plus grande taille, par exemple).

Type d'organisme	Données mises à jour						Évaluation de 2008			
	APR						APR			
	Tous	2013	2010	2005	2000	1997	Tous	2005	2000	1997
Administration publique	8	0	0	1	5	2	5		2	3
Association	12	0	1	2	4	5	7		3	3
Autre	7	0	0	0	4	3	2		1	1
Conservatoire botanique national	2	0	0	0	0	2	2			2
École d'ingénieur	4	0	2	1	1	0	9	2		5
EPCSCP	8	0	1	3	1	3	4	1		2
EPIC	31	3	5	2	8	13	9	1		
EPST	46	4	10	7	14	11	47	8	15	10
Établissement public	33	4	1	6	5	17	10	2	1	2
CTI	2	1	1	0	0	0	2			
UMR	42	7	13	6	12	4	42	5	12	5
Université française	18	0	0	3	1	14	12	1	1	10
Université étrangère	6	0	0	2	2	2	2	2		
Total	219	19	34	33	57	76	153	22	35	43

Sources : contrats conventions de subventions (et suivi) ou rapports finaux des projets.

15.4.2 Appartenance des équipes aux domaines d'activité

Les valeurs indiquées sont des nombres d'équipes.

Domaine d'activité	Données mises à jour						Évaluation de 2008			
	APR						APR			
	Tous	2013	2010	2005	2000	1997	Tous	2005	2000	1997
Gestionnaire privé	27	0	1	0	0	1	13	2	3	7
Gestionnaire public	80	7	4	3	8	13	28	2	5	10
Organisme de recherche privé*	15	1	1	2	0	1	6	3		1
Organisme de recherche public†	270	11	24	17	27	30	98	18	18	27
Total	392	19	30	22	35		145	25	26	45

* Afocel / FCBA.

† UMR, université, Cemagref / IRSTEA, CNRS, INRA, IRD, AgroParisTech, ENS.

15.5 Séminaires et colloques organisés dans cadre du programme

Durant la mise en œuvre des projets d'un appel à proposition, trois manifestations au minimum ont été organisées : un séminaire de lancement permettant de présenter les projets, un séminaire d'avancement intermédiaire, et un colloque de restitution finale des résultats des projets de l'APR (tableau 15.6 et figure 15.1). Ces rencontres ont en général été ouvertes à un large public. Cependant, y ont participé dans les faits une majorité de scientifiques (entre un tiers et plus de la moitié des participants), les gestionnaires impliqués dans les équipes des projets (de quelques pour cent à un quart des participants), des membres des instances du programme, des étudiants, quelques représentants d'ONG environnementales, et moins fréquemment encore de la filière. . .

Des sujets transversaux aux projets ou non traités par les projets mais attendus dans le cadre de l'APR ont également fait l'objet de séminaires ou colloques accueillant un public plus diversifié.

15.6 Ateliers et journées organisés dans le cadre du programme

Six des sept ateliers organisés dans le cadre du programme BGF se sont articulés autour de questions scientifiques pointues liées à l'analyse des données en écologie (initiation ou formation aux outils statistiques de méta-analyse, statistiques bayésiennes et magnitude) (tableau 15.8). Un atelier a consisté en la présentation sur le terrain et une discussion approfondie des travaux d'un projet. La journée du transfert a constitué un cadre de réflexion et d'échange entre gestionnaires et chercheurs dans le but d'améliorer la synergie entre ces deux catégories d'acteurs piliers du programme BGF.

15.7 Valorisation des résultats du programme : production académique issue des projets

Les données relatives à deux projets de l'APR1997 et à un projet de l'APR2005 sont manquantes.

Production	APR					
	1997	2000	2005	2010	2013	Total
Articles scientifiques	29	42	3	72	55	201
Ouvrage	2	2	0	0	0	4
Chapitre d'ouvrage	3	4	0	0	1	8
Colloques	27	50	19	62	61	219
Colloques : poster	8	13	1	2	2	26
Actes de colloque	0	10	0	1	0	11
Total	69	121	23	137	119	469

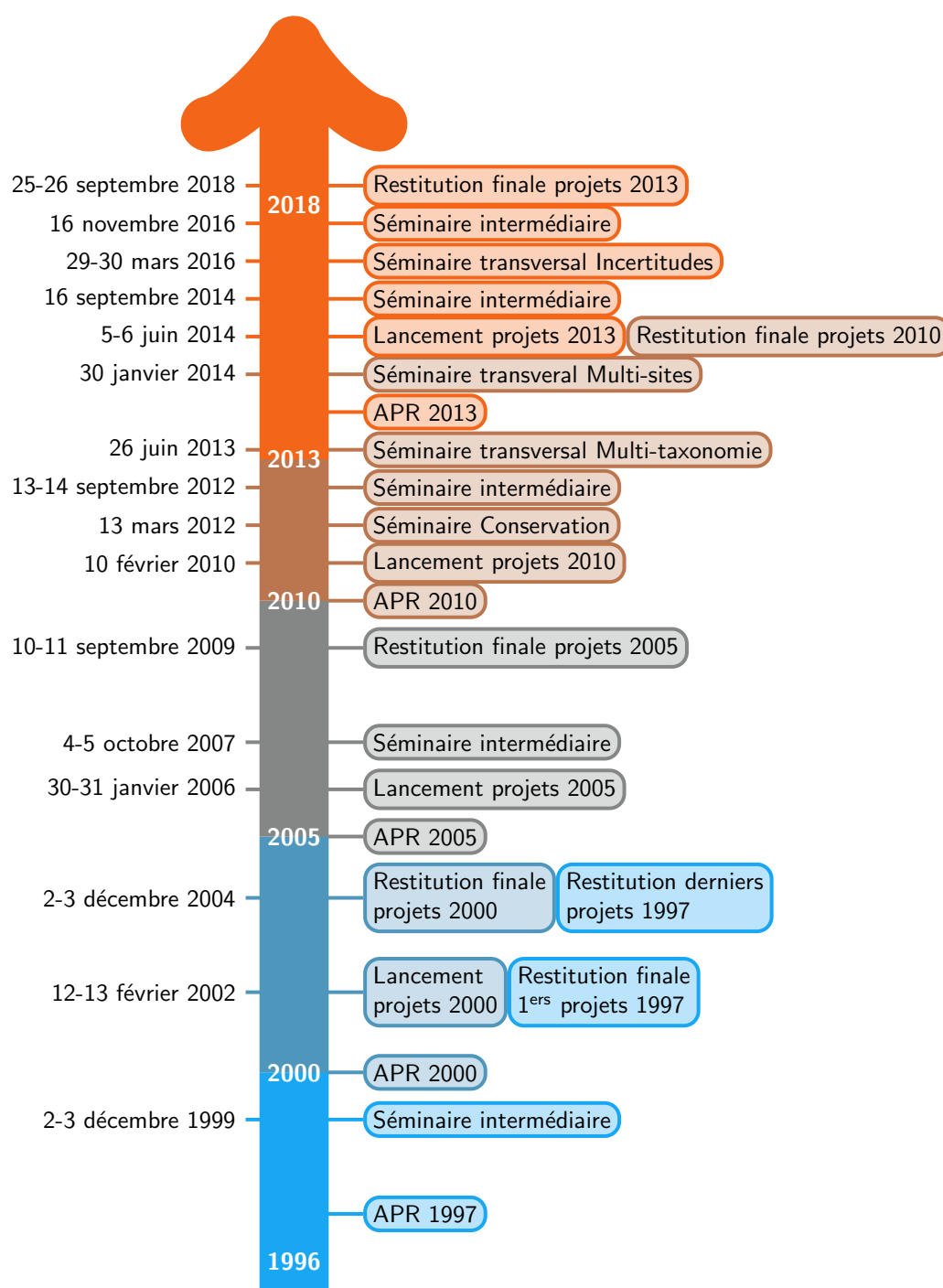


FIGURE 15.1 – Frise chronologiques des colloques et séminaires de BGF. Le programme BGF a démarré en 1996 et s’est achevé en 2018. Le premier appel à propositions de recherche (APR) a été lancé en 1997 et le dernier en 2013.

TABLE 15.6 – Séminaires et colloques organisés par le programme BGF.

Date	Lieu	Titre de l'événement	Programme	Public cible	N°
2-3 décembre 1999	Paris ENGREF	Séminaire d'avancement des projets de l'APR 1997		scientifiques, gestionnaires de projets, membres CO-CS	90
12-13 février 2002	Paris ENGREF	Séminaire de restitution des projets de l'APR 1997 et de présentation des projets de l'APR 2000		chercheurs des projets, tout public	58
2-3 décembre 2004	Paris Ministère Ecologie	Colloque de restitution des projets des APR 1997 et 2000	Session 1 – Approche fonctionnelle : à quoi sert la biodiversité dans le fonctionnement des écosystèmes forestiers ? Session 2 – Approche génétique : en quoi la génétique éclaire-t-elle l'impact de la gestion sur la biodiversité ? Session 3 – Approche spatiale : comment, à différentes échelles, la diversité des peuplements influe-t-elle sur la diversité des autres communautés ? Session 4 – Approche dynamique : quelles sont les réponses de la diversité biologique à une perturbation ? Session 5 – Indicateurs de biodiversité Session 6 – Ingénierie écologique de la biodiversité Table ronde	chercheurs et gestionnaires	180
30-31 janvier 2006	Paris ENGREF	Séminaire de lancement des projets de l'APR 2005	Présentation des nouveaux projets. Échanges entre les porteurs des projets et avec les membres des conseil scientifique et comité d'orientation. Définition des thèmes transversaux aux différents projets qui feront l'objet d'une animation particulière au cours de la vie de ce programme. Lancement de la mission « indicateurs de biodiversité ».	équipes projets et membres CO-CS	56

4-5 octobre 2007	Ferrières-en-Brie	Séminaire intermédiaire « Enjeux écologiques et sociaux »	J1 – Présentations des premiers résultats à mi-parcours et réflexion collective sur leur valorisation. J2.1 – Sortie de terrain (bois mort, chablis) – continuité JT du 22/05/2007. J2.2 – Premiers résultats des recherches sur les indicateurs socio-économiques et indicateurs de biodiversité.	chercheurs, gestionnaires	82
10-11 septembre 2009	Châlons-en-Champagne Auditorium	Séminaire de restitution des projets de l'APR 2005 et atelier sur l'APR 2010	Programme en ligne	chercheurs, gestionnaires, décideurs	79
10 février 2011	Paris Agro-ParisTech	Séminaire de lancement des projets de l'APR 2010	Programme en ligne	chercheurs, gestionnaires, décideurs, associatifs	75
13 mars 2012	Paris Agro-ParisTech	Colloque « Comment évaluer le bon état de conservation des habitats forestiers ? »	Programme en ligne	chercheurs, gestionnaires, décideurs	83
13-14 septembre 2012	Antony IRSTEA	Séminaire intermédiaire de l'APR 2010	Programme en ligne	équipes BGF (chercheurs, gestionnaires, décideurs) et comités BGF	34
26 juin 2013	Bordeaux Maison de la forêt	Atelier scientifique « Intérêts et limites des approches multi-taxonomiques de la biodiversité »	Programme en ligne	équipes BGF (chercheurs, gestionnaires)	33
30 janvier 2014	Paris INRA	Séminaire transversal « Intérêt et limites des approches comparatives multi-sites : regards disciplinaires et pistes de progrès »	Programme en ligne	large	64
5-6 juin 2014	Nancy Museum-Aquarium	Colloque de restitution des projets de l'APR 2010 et de lancement des projets de l'APR 2014	Programme en ligne	large : chercheurs, gestionnaires, décideurs, associatifs, étudiants, industriels...	130
16 septembre 2014	Paris CIRAD	Séminaire interne d'échanges entre porteurs de projets et instances du programme	Programme en ligne	chercheurs, gestionnaires, membres des comités BGF	34

29-30 mars 2016	Paris APCA	Séminaire conjoint REACCTIF et BGF « Espaces ruraux et changements climatiques : agriculture, forêt, élevage et sols »	Programme en ligne	chercheurs, gestionnaires, décideurs publics	41
16 novembre 2016	Paris INRA	Séminaire transversal de l'APR 2013 « Quelles nouvelles approches de l'incertitude pour la gestion des forêts et de leur biodiversité ? »	Programme en ligne	large chercheurs, gestionnaires, décideurs, associatifs, étudiants, industriels. . .	77
25-26 septembre 2018	Bordeaux INRA	Colloque de restitution des projets de l'APR 2013	Programme en ligne	chercheurs, gestionnaires, décideurs publics, étudiants BTS école forestière de Meymac	122

† Nombre de participants

TABLE 15.8 – Ateliers et journées organisés par le programme BGF.

Date	Lieu	Titre de l'événement	Programme	Public cible	N [†]
5 juin 2001		Atelier méthodologique	Méthodes d'échantillonnages ; site-atelier ; méta-analyses. Comparaisons entre résultats de certains projets de l'APR 1997	Gestionnaires de projets, membres CO et CS	
22 mai 2007	Paris IRD	Journée du transfert (rencontre chercheurs-gestionnaires organisée par ECOFOR et IDF) : comment améliorer le transfert et l'échange des connaissances et des questionnements entre chercheurs et gestionnaires ?	Session 1 : comment valoriser et rendre utile les travaux de la recherche ? Session 2 : quelles actions pour favoriser le transfert ? Débat : quelles actions pour favoriser le transfert ?	chercheurs, gestionnaires	80
4-5 décembre 2008	Paris	Atelier de formation sur les méta-analyses	Exposé des principes et de la démarche analytique, étude en commun de quelques articles ayant utilisé la méthode Initiation au logiciel MetaWin 2.0	chercheurs écologues	26
9 septembre 2009	Châlons-en-Champagne	Atelier autour du projet « Biodiversité floristique, entomologique et ornithologique des vallées alluviales de Champagne-Ardenne »	Programme en ligne	gestionnaires et décideurs de Champagne-Ardenne et régions voisines	46
29-30 novembre 2012	Paris Académie Agriculture	Atelier de formation aux statistiques bayésiennes	Programme en ligne	écologues	
11-12 mars 2014	Paris	Atelier méta-analyses 2014	Programme en ligne	large	41
12-13 janvier 2016	Paris AgroParis-Tech	Atelier méta-analyses 2016 : atelier de formation « Les méta-analyses en écologie »	Programme en ligne	chercheurs et quelques autres	37
5 juin 2018	Paris AgroParis-Tech	Atelier scientifique « Interpréter la magnitude des effets dans les modèles statistiques paramétriques »	Programme en ligne	chercheurs-enseignants et doctorants, ingénieurs écologues	10

† Nombre de participants

15.8 Valorisation des résultats du programme : activités de formation

Type de formation	APR					Total
	1997	2000	2005	2010	2013	
Mémoire de master	6	16	2	24	28	76
Rapport de stage	1	12	3	4	1	21
Rapport diplômé	6	13	9	6	7	41
Thèse	5	6	0	6	4	21
Formation enseignement en Master 2				4	1	5
Formation continue (en statistiques, etc.)				3	0	3
Total	18	47	14	44	41	164

15.9 Valorisation du programme : activités de communication, diffusion, culture scientifique

Les données relatives à deux projets de l'APR1997 et à un projet de l'APR2005 sont manquantes.

Type de formation	APR					Total
	1997	2000	2005	2010	2013	
Article technique / spécialisé	9	20	4	13	8	54
Réunion technique	0	1	0	3	0	4
Synthèse technique	0	3	0	4	0	7
Article de vulgarisation	0	11	1	16	3	31
Support de communication – film	0	1	0	0	0	1
Activité de diffusion grand public	1	5	2	7	0	15
Support de communication – page internet				1	1	2
Expertise				12	1	13
Logiciel informatique simulation				1	0	1
Dispositifs expérimentaux de long terme				1	0	1
Total	10	41	7	58	13	129

A. Liste des projets

APR	Coord.	Titre	Rapport	§
1997	J. Blondel	Biodiversité forestière et changements globaux : méthodes et applications aux peuplements d'oiseaux forestiers	★	
1997	J. Bardat	Caractérisation d'indicateurs de réponse à différents modes de traitement forestiers	Bardat (2002)	3.5
1997	L. Bergès	Diversité végétale et gestion forestière en espace protégé : variabilité spatio-temporelle et application à l'étage montagnard de l'Aigoual	Bergès <i>et al.</i> (2003)	3.4
1997	F. Gosselin	Évaluation de la biodiversité forestière en Brie : influence du type de peuplement	Gosselin <i>et al.</i> (2004)	3.6
1997	P. Dreyfus	Gestion d'une évolution forestière majeure de l'arrière pays méditerranéen : la maturation sylvigénétique des pinèdes pionnières du Mont Ventoux	Dreyfus (2001)	6.6
1997	J.C. Rameau	Impact des modes de gestion forestière sur la biodiversité au sein du bassin de Gap-Chaudun (Hautes-Alpes)	Rameau (2003) ; Rameau <i>et al.</i> (2003)	3.3
1997	E. Dambrine & J.L. Dupouey	Incidence des pratiques agricoles passées sur la biodiversité spécifique en milieu forestier dans l'Est de la France	Dambrine (2001)	6.2
1997	J.Y. Rasplus	Les forêts du pays de Sault (Aude) : impact de la gestion forestière sur la diversité génétique et spécifique des carabes (Coleoptera, Carabidae)	Brouat et Rossi (2002)	3.2
1997	A. Bailly	Rôle de l'éclaircie pour la biodiversité dans les peuplements artificiels de résineux	Bailly (2002b)	4.2
1997	H. Jactel	Rôle fonctionnel de la biodiversité dans la résistance d'un écosystème forestier aux insectes ravageurs et champignons pathogènes	Jactel <i>et al.</i> (1998)	7.2

hors APR	S. Camaret	Distribution spatiale et évolution temporelle de la végétation et de sa diversité. Relations avec l'hétérogénéité des structures des peuplements en pessière d'altitude (Savoie)	Camaret <i>et al.</i> (2000)	3.8
hors APR	G. Jalut	Dynamique des écosystèmes forestiers de montagne : comparaison des forêts exploitées et semi-naturelles	Jalut (2000)	3.7
Sous-total APR 1997 : 12 projets (dont 2 hors APR)				
2000	J. Garbaye	Diversité fonctionnelle des communautés d'ectomycorhizes et résilience des hêtraies de plaine face aux contraintes environnementales : effet du traitement sylvicole	†	9.2
2000	F. Andreux & J. Ranger	Effet des substitutions d'essences sur le fonctionnement organo-minéral de l'écosystème forestier et sur la diversité des communautés fongiques, mycorhiziennes et saprophytes	Ranger <i>et al.</i> (2004)	4.5
2000	R. Lumaret	Flux et introgressions génétiques entre espèces forestières : le cas du chêne liège avec les autres espèces de chênes méditerranéens dans les peuplements français	†	8.2
2000	Chauvet	Gestion forestière : implications dans le fonctionnement et la biodiversité des écosystèmes lotiques associés	Chauvet (2003)	3.11
2000	J.L. Dupouey & E. Dambrine	Variations de la biodiversité forestière résultant des pratiques agricoles passées : importance spatiale et mécanismes de maintien	Dupouey et Dambrine (2004)	6.3
2000	P. Frey & J. Pinon	Influence de la structure génétique des peupleraies sauvages et cultivées et de la présence de mélézes sur les populations de <i>Melampsora larici-populina</i> , agent de la rouille foliaire	Frey et Pinon (2003)	8.3
2000	H. Jactel	ISLANDES – Évaluation de la méthode des îlots feuillus pour restaurer la biodiversité de l'écosystème simplifié de pin maritime des Landes de Gascogne et améliorer sa résistance aux insectes ravageurs et champignons pathogènes	Jactel et Barbaro (2004)	7.3
2000	F. Gosselin	Réponse de la biodiversité aux chablis en Brie : interaction avec le type d'exploitation et la taille des trouées	Gosselin et Bergès (2004)	10.6
Sous-total APR 2000 : 8 projets				
2005	A. Berthelot	Biodiversité floristique et entomologique dans les vallées alluviales de Champagne-Ardenne. Rôle de l'antécédent historique et de l'intensité des entretiens en peupleraies, en interaction avec la station et en référence aux habitats forestiers et prairiaux	Berthelot (2009)	3.10
2005	H. Jactel	Diversité fonctionnelle des arbres et réponse de l'écosystème forestier aux changements climatiques	Jactel (2009)	7.4, 10.2
2005	C. Baraloto	Influence de l'intensité d'exploitation et du degré d'ouverture de la canopée en forêt tropicale humide sur le maintien et la dynamique de la biodiversité	Baraloto (2009)	4.3
2005	J.L. Dupouey & L. Bergès	CORYLUS – Influence de la composition et de la structure des masses forestières sur la biodiversité	Dupouey et Bergès (2010)	5.3, 6.4

2005	C. Bouget	RESINE – Le bois mort dans la gestion forestière : représentations sociales et intérêts pour la biodiversité	Bouget (2009)	5.5, 12.2
2005	V. Angeon & A. Caron	Quel mode de régulation et de gestion durable des ressources forestières pour la biodiversité ? Une analyse à partir de la coordination locale	Angeon et Caron (2009b)	12.3
2005	J. Roy	Quelle diversité des essences pour quelle production et quel fonctionnement du sol ? Une analyse des conséquences de la dissimilarité fonctionnelle des espèces sur le fonctionnement des écosystèmes forestiers	‡	7.5
2005	Brédif & Bailly	Recherche des voies, conditions et moyens d'une prise en charge renforcée des enjeux de la biodiversité par les propriétaires et les gestionnaires forestiers	Brédif et Bailly (2011)	12.6
Sous-total APR 2005 : 8 projets				
2010	F. Gosselin	GNB – Gestion, naturalité et biodiversité : développements méthodologiques et étude de la biodiversité des forêts exploitées et non-exploitées	Gosselin <i>et al.</i> (2014)	3.9
2010	B. Courbaud	GEFORHET – Produire plus tout en préservant mieux la biodiversité : quelle gestion multifonctionnelle des peuplements forestiers hétérogènes ?	Courbaud (2013)	3.13
2010	P. Balandier	IMPREBIO – Impact de l'intensité des prélèvements forestiers sur la biodiversité	Balandier (2014)	4.4
2010	F. Archaux	DISTRAFOR – Dispersion et persistance de la biodiversité dans la trame forestière	Archaux <i>et al.</i> (2014)	5.4, 6.5
2010	M. Deconchat	BILISSE – Comment la biodiversité des lisières renforce des services écologiques ?	Deconchat <i>et al.</i> (2014)	5.2
2010	A. Lecerf	SYLECOL – Impact de la sylviculture sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes lotiques	Lecerf (2014)	3.12
2010	C. Baraloto	GUYASPASE – Comment passer des estimations locales de biodiversité et de stocks de carbone à des indicateurs régionaux utilisables dans l'aménagement et la gestion des massifs forestiers guyanais ?	Baraloto (2015)	11.1
2010	A. Bailly & M. Valenzisi	OPTIQ-BIODIVERSITÉ – Outils et processus pour une territorialisation intégrée de la qualité de la biodiversité	Bailly et Valenzisi (2014)	12.4
Sous-total APR 2010 : 8 projets				
2013	F. de Morogues	AMII – Articuler motivations, incitations et institutions pour mieux mobiliser les propriétaires forestiers privés en faveur de la protection de la biodiversité	de Morogues (2018)	12.5
2013	B. Castagneyrol	BIOPICC – Biodiversité et productivité des forêts : effets des interactions biotiques sous contrainte climatique	Castagneyrol <i>et al.</i> (2018a)	7.8, 10.4
2013	X. Morin	DISTIMACC – Diversité, stabilité et fonctionnement des écosystèmes forestiers : quelle ingénierie et quels mélanges pour l'adaptation au changement climatique, de la Provence aux Alpes du Nord ?	Morin (2018)	7.7, 10.3
2013	D. Sabatier	DYNFORDIV – Forçages environnementaux et anthropiques du turnover forestier, conséquences sur la diversité des communautés d'arbres en forêt tropicale	Sabatier (2018)	6.7

2013	S. Venner	POTENCHENE – Potentiel de régénération des chênaies dans le contexte du changement climatique : quel avenir pour le masting et les consommateurs de glands ?	Venner (2018)	7.6, 10.5
Sous-total APR 2013 : 5 projets				
Total programme BGF : 41 projets				

★ Rapport final non disponible.

† Le rapport final du projet n'est pas disponible mais un résumé du projet est disponible dans l'ouvrage de synthèse de l'APR 2000 (Millier *et al.*, 2004).

‡ Le projet n'a pas produit de rapport final (projet interrompu en cours de route) mais un résumé des résultats partiels figure dans l'ouvrage de synthèse de l'APR 2005 (Bonhême et Millier, 2010).



B. Méthode pour l'analyse lexicale

Un corpus de 215 références bibliographiques a été utilisé pour l'analyse lexicale : 40 rapports de projets¹ et 175 articles scientifiques produits dans les projets BGF. Ces 175 articles représentent la totalité des articles scientifiques publiés ou sous presse au moment de l'analyse, tels que listés par les coordonnateurs de projets dans leurs rapports. Une majorité de ces références étant rédigées en anglais (154 sur 215, soit 72 %), l'analyse lexicale a été menée en anglais, après traduction en anglais des 61 références rédigées en français. L'analyse lexicale a été réalisée en utilisant le logiciel gratuit VOSviewer (Van Eck et Waltman, 2010).

En préalable à l'analyse lexicale proprement dite, VOSviewer utilise la bibliothèque Apache OpenNLP de traitement du texte en langage naturel pour extraire les termes du corpus de textes. Cette étape préliminaire consiste à convertir les majuscules en minuscules et les pluriels en singuliers, à séparer le texte en phrases, puis à identifier la nature grammaticale de chaque mot (nom, verbe, adjectif...), et enfin à identifier les groupes nominaux les plus courts (de sorte que « forest ecosystem » soit traité comme un terme à part entière plutôt que comme deux termes « forest » et « ecosystem »). Cette étape préliminaire aboutit à l'identification de 6651 termes distincts dans le corpus des 215 références bibliographiques de BGF, dont trois abréviations (BRDF pour « bidirectional reflectance distribution function », CWS pour « Coppice With Standards system » et DOC pour « dissolved organic carbon »).

Des filtres sont ensuite appliqués pour ne conserver parmi ces 6651 termes que ceux qui sont pertinents pour l'analyse. Les termes rares (moins de 5 occurrences dans les 215 références) sont mis de côté, ce qui élimine 92 % des termes (soit 6123 termes). Un thésaurus est utilisé pour convertir des termes équivalents en un seul terme (par exemple « *Quercus ilex* » et « holm oak » sont considérés comme un seul et même terme) ou pour éliminer les termes généraux (comme « support », « type », « use », etc.). Cette étape amène à éliminer 154 termes supplémentaires. Enfin un score de pertinence est évalué pour chaque terme selon la méthode de Van Eck et Waltman (2011) et les termes les moins pertinents sont éliminés. À l'issue de cette étape de filtrage des

1. Soit l'ensemble des projets listés en annexe A à l'exception des projets Blondel 1997 et Roy 2005 pour lesquels aucun rapport final n'était disponible ; dans le cas du projet Roy 2005 qui s'est interrompu en cours de route, des résultats non finaux sont toutefois disponibles dans l'ouvrage de synthèse de l'APR 2005 (Bonhême et Millier, 2010).

termes, il reste 246 termes qui sont ceux sur lesquels portent l'analyse lexicale proprement dite. L'analyse lexicale porte sur les liens entre les 246 termes en fonction de leur occurrence dans les 215 documents de BGF. La similarité entre deux termes i et j est calculée selon la formule suivante (Van Eck et Waltman, 2009) :

$$s_{ij} = \frac{c_{ij}}{w_i w_j}$$

où c_{ij} est le nombre de documents où les deux termes apparaissent simultanément et w_i (respectivement w_j) est le nombre de documents où le terme i (respectivement j) apparaît. Cette similarité s_{ij} varie entre zéro (lorsque les deux termes n'apparaissent jamais ensemble dans un même document) et un (lorsque les deux termes apparaissent une seule fois et dans le même document). Soit m le nombre de termes (ici $m = 215$). Sous l'hypothèse nulle que l'occurrence du terme i est indépendante de l'occurrence du terme j dans les documents (c'est-à-dire en l'absence de lien entre les deux termes), $E_0(c_{ij}) = w_i w_j / m$. Ainsi

$$s_{ij} = \frac{c_{ij}}{m E_0(c_{ij})}$$

Une fois la matrice des similarités entre termes calculées, ceux-ci sont positionnés sur une carte de telle sorte que deux termes qui ont une similarité élevée soient placés côte-à-côte tandis que deux termes qui ont une similarité faible soient placés au loin que possible l'un de l'autre. L'algorithme de positionnement utilisé par VOSviewer, qui est une variante du multidimensional scaling, est décrit dans Van Eck et Waltman (2010). Ainsi un ensemble de termes qui sont proches dans la carte produite par l'analyse lexicale ont tendance à être utilisés ensemble dans les documents : ils définissent un champ lexical commun. Au contraire des termes qui sont éloignés dans la carte ont tendance à être utilisés dans des documents différents : ils définissent des champs lexicaux disjoints. Enfin les termes sont distribués dans des groupes selon une variante de la méthode de classification automatique de Clauset *et al.* (2004). Un groupe de termes peut donc être interprété comme délimitant un champ lexical spécifique. Ces différents groupes sont représentés par différentes couleurs dans la carte des termes.

Les conventions graphiques de la carte des termes sont les suivantes : chaque terme est écrit dans une bulle dont la couleur correspond au groupe auquel le terme est rattaché et dont la taille est fonction du nombre d'occurrences du terme. Par exemple le terme « soil » revient à 100 reprises dans les 215 références bibliographiques, ce qui est l'occurrence la plus élevée de tous les 246 termes analysés. La bulle du terme « soil » et la taille de caractère avec laquelle le terme est écrit sont donc les plus grands de tous les termes analysés. Enfin l'épaisseur du lien reliant deux termes dans la carte représente le nombre c_{ij} de documents où les deux termes apparaissent simultanément (l'absence de lien dans la carte signifiant donc que les deux termes n'apparaissent simultanément dans aucun document).

VOSviewer permet de produire une seconde carte des termes qui est identique à la première si ce n'est pour le code des couleurs. Dans cette seconde carte, la couleur associée à chaque terme représente l'année moyenne de publication des documents dans lequel figure ce terme.



C. Publications par champ lexical

Champ lexical n° 1

Acorn production

Schermer *et al.* (2019)
Touzot *et al.* (2018)

Asymmetric competition

Bourdier *et al.* (2016)
Cordonnier et Kunstler (2015)
Cordonnier *et al.* (2019)

Basal area

Bailly (2002b)
Bourdier *et al.* (2016)
Cordonnier *et al.* (2018)
Cordonnier *et al.* (2019)
Courbaud (2013)
Henneron *et al.* (2015)
Henneron *et al.* (2017a)
Jourdan *et al.* (2020)
Paillet *et al.* (2015b)
Porté *et al.* (2004)
Tillon *et al.* (2016)
Toïgo *et al.* (2013)
Zilliox et Gosselin (2014)

Biotic interaction

Castagneyrol *et al.* (2018a)
Dupouey et Dambrine (2004)
Henneron *et al.* (2017b)

Birch

Castagneyrol *et al.* (2017)
Castagneyrol *et al.* (2018b)
Castagneyrol *et al.* (2018c)
Castagneyrol *et al.* (2018a)
Corcket *et al.* (2020)
Jactel (2009)
Morin *et al.* (2020)
Prévosto *et al.* (2002)
Prévosto *et al.* (2004)
Zeller *et al.* (2007a)

Climate

Berges *et al.* (2016)
Bouget (2004)
Castagneyrol *et al.* (2018a)
Decocq *et al.* (2005)
Guitet *et al.* (2018)
Jourdan *et al.* (2021)
Jussy *et al.* (2004)
Morin *et al.* (2018)
Morin (2018)

Porté *et al.* (2004)
 Ranger *et al.* (2004)
 Schermer *et al.* (2019)

Climate change

Berges *et al.* (2016)
 Caignard *et al.* (2017)
 Castagneyrol *et al.* (2017)
 Chevalier *et al.* (2015)
 Guitet *et al.* (2018)
 Henneron *et al.* (2015)
 Jactel (2009)
 Jourdan *et al.* (2019)
 Jourdan *et al.* (2020)
 Jourdan *et al.* (2021)
 Lafond *et al.* (2014)
 Morin *et al.* (2018)
 Morin (2018)
 Morin *et al.* (2020)
 Sabatier (2018)
 Schermer *et al.* (2019)
 Venner (2018)

Competition

Bouget (2007)
 Bourdier *et al.* (2016)
 Cordonnier et Kunstler (2015)
 Cordonnier *et al.* (2019)
 Dambrine (2001)
 Dreyfus (2001)
 Gosselin et Bergès (2004)
 Henneron *et al.* (2017b)
 Jourdan *et al.* (2020)
 Laurent *et al.* (2017)

Deer

Balandier (2014)
 Barrere *et al.* (2019)
 Laurent *et al.* (2017)

Diversity effect

Corcket *et al.* (2020)
 Cordonnier *et al.* (2018)
 Grossman *et al.* (2018)
 Jactel et Brockerhoff (2007)
 Jourdan *et al.* (2019)

Jourdan *et al.* (2020)
 Jourdan *et al.* (2021)
 Morin *et al.* (2020)

Drought

Balandier (2014)
 Castagneyrol *et al.* (2017)
 Castagneyrol *et al.* (2018b)
 Castagneyrol *et al.* (2018c)
 Corcket *et al.* (2020)
 Henneron *et al.* (2015)
 Jactel *et al.* (2017)
 Jourdan *et al.* (2019)
 Jourdan *et al.* (2020)
 Lafond *et al.* (2014)
 Morin (2018)

Ecologist

Bouget (2009)
 Caignard *et al.* (2017)
 Cordonnier et Kunstler (2015)
 Grossman *et al.* (2018)
 Saas et Gosselin (2014)
 Ter Steege *et al.* (2017)

Ecosystem functioning

Bourdier *et al.* (2016)
 Brockerhoff *et al.* (2017)
 Gosselin (2012)
 Grossman *et al.* (2018)
 Jactel et Brockerhoff (2007)
 Lecerf *et al.* (2005)
 Morin *et al.* (2018)

Efficiency

Bourdier *et al.* (2016)
 Cordonnier *et al.* (2019)
 Courbaud *et al.* (2015)
 Jactel *et al.* (2006)
 Larrieu *et al.* (2018)
 Lefebvre et Stenger (2016)
 Paillet *et al.* (2015a)
 Parmain *et al.* (2013)
 Sicard *et al.* (2006)
 Touzot *et al.* (2018)
 Venner *et al.* (2016)

Forest dynamics model

Balandier (2014)
Bourdier *et al.* (2016)
Courbaud (2013)
Courbaud *et al.* (2015)
Lafond *et al.* (2017)
Morin (2018)

Forest ecosystem functioning

Brockerhoff *et al.* (2017)
Courbaud *et al.* (2015)
Henneron *et al.* (2015)
Jourdan *et al.* (2019)
Jourdan *et al.* (2021)
Paquette *et al.* (2018)

Forest productivity

Bourdier *et al.* (2016)
Castagneyrol *et al.* (2018a)
Cordonnier *et al.* (2018)
Jourdan *et al.* (2021)
Morin *et al.* (2018)

Fruiting dynamic

Schermer *et al.* (2019)
Schermer *et al.* (2020)
Venner *et al.* (2016)

Growth

Archaux *et al.* (2014)
Bailly (2002b)
Balandier (2014)
Baraloto (2009)
Barrere *et al.* (2019)
Berthelot (2009)
Blanc *et al.* (2009)
Bouget (2004)
Bouget *et al.* (2014b)
Bourdier *et al.* (2016)
Brin *et al.* (2008)
Buée *et al.* (2006)
Caignard *et al.* (2021)
Castagneyrol *et al.* (2017)
Castagneyrol *et al.* (2018c)
Castagneyrol *et al.* (2018a)

Chevalier *et al.* (2009)
Cordonnier et Kunstler (2015)
Cordonnier *et al.* (2019)
Courbaud (2013)
Dambrine (2001)
Díaz *et al.* (2016)
Dreyfus (2001)
Dupouey et Dambrine (2004)
Dupouey et Bergès (2010)
Grossman *et al.* (2018)
Jactel (2009)
Jactel *et al.* (1998)
Jourdan *et al.* (2019)
Jourdan *et al.* (2020)
Kubartová *et al.* (2007)
Laurent *et al.* (2017)
Morin (2018)
Morin *et al.* (2020)
Paillet *et al.* (2015b)
Paillet *et al.* (2017)
Sicard *et al.* (2006)
Venner (2018)

Herbivore

Balandier (2014)
Barrere *et al.* (2019)
Castagneyrol *et al.* (2017)
Castagneyrol *et al.* (2018b)
Castagneyrol *et al.* (2018c)
Castagneyrol *et al.* (2018a)
Grossman *et al.* (2018)
Jactel et Brockerhoff (2007)
Jactel *et al.* (2017)
Laurent *et al.* (2017)

Insect herbivory

Interaction

Balandier (2014)
Barbaro *et al.* (2017)
Berthelot (2009)
Bouget *et al.* (2014a)
Castagneyrol *et al.* (2017)
Castagneyrol *et al.* (2018c)
Cordonnier *et al.* (2018)
Decocq *et al.* (2004b)
Dreyfus (2001)

Frey et Pinon (2003)
 Gosselin et Bergès (2004)
 Grossman *et al.* (2018)
 Henneron *et al.* (2017a)
 Henneron *et al.* (2017b)
 Jactel *et al.* (2017)
 Jourdan *et al.* (2019)
 Jourdan *et al.* (2020)
 Lafond *et al.* (2014)
 Lalechère *et al.* (2017)
 Lecerf *et al.* (2005)
 Morin *et al.* (2020)
 Zilliox et Gosselin (2014)

Interactive effect

Barbaro *et al.* (2017)
 Castagnérol *et al.* (2018b)
 Castagnérol *et al.* (2018c)

Masting

Schermer *et al.* (2019)
 Schermer *et al.* (2020)
 Touzot *et al.* (2018)
 Venner *et al.* (2016)
 Venner (2018)

Mixed forest

Bardat (2002)
 Bourdier *et al.* (2016)
 Castagnérol *et al.* (2017)
 Castagnérol *et al.* (2018a)
 Jactel et Barbaro (2004)
 Jactel et Bockerhoff (2007)
 Jactel (2009)
 Jactel *et al.* (2017)
 Lafond *et al.* (2014)
 Lecerf *et al.* (2005)
 Morin *et al.* (2020)
 Zeller *et al.* (2007a)

Monoculture

Carnus *et al.* (2003)
 Castagnérol *et al.* (2018b)
 Castagnérol *et al.* (2018c)
 Castagnérol *et al.* (2018a)
 Chauvet (2003)

Corcket *et al.* (2020)
 Jactel *et al.* (2002)
 Jactel *et al.* (2017)
 Jactel *et al.* (1998)
 Jourdan *et al.* (2021)
 Kubartová *et al.* (2007)
 Kulhánková *et al.* (2006)

Oak leaf

Henneron *et al.* (2017b)

Pedunculate oak

Castagnérol *et al.* (2017)
 Castagnérol *et al.* (2018c)
 Castagnérol *et al.* (2018a)
 Corcket *et al.* (2020)
 Jactel (2009)
 Paillet *et al.* (2015a)

Perennial plant

Dupouey et Dambrine (2004)
 Schermer *et al.* (2020)
 Venner *et al.* (2016)

Productivity

Baraloto (2009)
 Barrere *et al.* (2019)
 Bourdier *et al.* (2016)
 Brin *et al.* (2008)
 Carnus *et al.* (2003)
 Castagnérol *et al.* (2018a)
 Cordonnier *et al.* (2018)
 Cordonnier *et al.* (2019)
 Grossman *et al.* (2018)
 Jactel (2009)
 Jourdan *et al.* (2019)
 Jourdan *et al.* (2020)
 Jourdan *et al.* (2021)
 Morin *et al.* (2018)
 Morin (2018)
 Morin *et al.* (2020)

Recovery

Decocq *et al.* (2004a)
 Jaffrain *et al.* (2007)

Jourdan *et al.* (2019)
 Jourdan *et al.* (2020)
 Paillet *et al.* (2015b)

Reproductive effort

Caignard *et al.* (2017)
 Caignard *et al.* (2021)
 Touzot *et al.* (2018)

Resilience

Angeon et Caron (2009a)
 Jactel (2009)
 Jourdan *et al.* (2020)
 Lafond *et al.* (2014)
 Morin (2018)
 Rameau (2003)

Resistance

Barrere *et al.* (2019)
 Brockerhoff *et al.* (2017)
 Castagneyrol *et al.* (2018b)
 Castagneyrol *et al.* (2018a)
 Frey et Pinon (2003)
 Henneron *et al.* (2015)
 Jactel et Barbaro (2004)
 Jactel *et al.* (2017)
 Jactel *et al.* (1998)
 Jourdan *et al.* (2019)
 Jourdan *et al.* (2020)
 Lafond *et al.* (2014)
 Morin (2018)

Season

Buée *et al.* (2005)
 Castagneyrol *et al.* (2017)
 Cherrington (2015)
 Courty *et al.* (2006)
 Laurent *et al.* (2017)
 Schermer *et al.* (2020)

Seed production

Caignard *et al.* (2017)
 Sagnard *et al.* (2007)
 Schermer *et al.* (2019)
 Schermer *et al.* (2020)

Touzot *et al.* (2018)
 Venner *et al.* (2016)

Sessile oak

Caignard *et al.* (2021)
 Henneron *et al.* (2017a)
 Henneron *et al.* (2017b)
 Laurent *et al.* (2017)
 Paillet *et al.* (2015a)
 Zeller *et al.* (2007b)

Shade tolerance

Bourdier *et al.* (2016)
 Cordonnier *et al.* (2018)

Size inequality

Bourdier *et al.* (2016)
 Cordonnier et Kunstler (2015)
 Cordonnier *et al.* (2019)

Stability

Castagneyrol *et al.* (2018a)
 Frey et Pinon (2003)
 Guitet *et al.* (2018)
 Henneron *et al.* (2015)
 Jactel *et al.* (2005)
 Jourdan *et al.* (2020)
 Jourdan *et al.* (2021)
 Levrel et Ranger (2006)
 Morin (2018)

Stand density

Balandier (2014)
 Bourdier *et al.* (2016)
 Henneron *et al.* (2015)
 Sicard *et al.* (2006)

Survival

Angeon et Caron (2009a)
 Caignard *et al.* (2021)
 Díaz *et al.* (2016)
 Gosselin et Bergès (2004)
 Grossman *et al.* (2018)

Temperature

Balandier (2014)
 Buée *et al.* (2005)
 Caignard *et al.* (2017)
 Caignard *et al.* (2021)
 Jourdan *et al.* (2021)
 Kubartová *et al.* (2007)
 Kulhánková *et al.* (2006)
 Porté *et al.* (2004)
 Ranger *et al.* (2004)
 Schermer *et al.* (2019)
 Venner (2018)

Temporal stability

Jourdan *et al.* (2020)
 Jourdan *et al.* (2021)
 Morin (2018)

Trait

Balandier (2014)
 Baraloto (2009)
 Barbaro *et al.* (2017)
 Bardat et Aubert (2007)
 Barrere *et al.* (2019)
 Berges *et al.* (2016)
 Bouget *et al.* (2015)
 Caignard *et al.* (2021)
 Castagneyrol *et al.* (2017)
 Castagneyrol *et al.* (2018b)
 Castagneyrol *et al.* (2018c)
 Decocq *et al.* (2004a)
 Díaz *et al.* (2016)
 Didier (2007)
 Gamelon *et al.* (2017)
 Gosselin *et al.* (2004)
 Gosselin (2012)
 Grossman *et al.* (2018)
 Henneron *et al.* (2017b)
 Jactel (2009)
 Jactel *et al.* (2017)
 Lalechère *et al.* (2017)
 Sabatier (2018)
 Toïgo *et al.* (2013)
 Venner *et al.* (2016)

Tree diversity

Castagneyrol *et al.* (2018a)
 Corcket *et al.* (2020)
 Grossman *et al.* (2018)
 Guitet *et al.* (2014)
 Jactel et Brockerhoff (2007)
 Jactel *et al.* (2017)
 Jourdan *et al.* (2019)
 Jourdan *et al.* (2021)
 Laitung et Chauvet (2005)
 Morin *et al.* (2020)

Tree diversity experiment

Castagneyrol *et al.* (2017)
 Castagneyrol *et al.* (2018b)
 Corcket *et al.* (2020)
 Grossman *et al.* (2018)
 Morin *et al.* (2020)

Tree size inequality

Bourdier *et al.* (2016)
 Cordonnier *et al.* (2018)
 Cordonnier *et al.* (2019)

Tree species diversity

Castagneyrol *et al.* (2017)
 Castagneyrol *et al.* (2018b)
 Castagneyrol *et al.* (2018c)
 Cordonnier *et al.* (2018)
 Guitet *et al.* (2018)
 Jactel *et al.* (2005)
 Paquette *et al.* (2018)
 Zilliox et Gosselin (2014)

Variability

Baraloto (2015)
 Bergès *et al.* (2003)
 Caignard *et al.* (2021)
 Castagneyrol *et al.* (2017)
 Chauvet (2003)
 Deconchat *et al.* (2014)
 Henneron *et al.* (2017b)
 Jourdan *et al.* (2020)
 Jourdan *et al.* (2021)
 Jussy *et al.* (2004)

Lagarrigues *et al.* (2015)
 Sicard *et al.* (2006)
 Staudt *et al.* (2004)
 Valé *et al.* (2005)

Water stress

Castagneyrol *et al.* (2018b)
 Castagneyrol *et al.* (2018a)
 Corcket *et al.* (2020)
 Sabatier (2018)

Champ lexical n° 2

Abandonment

Bouvet *et al.* (2016)
 Dambrine *et al.* (2007)
 Dupouey et Dambrine (2004)
 Moares Domínguez *et al.* (2001)
 Paillet *et al.* (2017)
 Prévosto *et al.* (2002)
 Prévosto *et al.* (2006a)
 Prévosto *et al.* (2006b)
 Toïgo *et al.* (2013)

Biomass

Baraloto (2015)
 Brockerhoff *et al.* (2017)
 Carnus *et al.* (2003)
 Jussy *et al.* (2004)
 Kubartová *et al.* (2007)
 Lecerf *et al.* (2005)
 Levrel et Ranger (2006)
 Morin *et al.* (2020)
 Sicard *et al.* (2006)
 Valé *et al.* (2005)

Broom

Prévosto *et al.* (2006a)
 Prévosto *et al.* (2006b)

Broom colonization

Prévosto *et al.* (2006a)
 Prévosto *et al.* (2006b)

Carbon

Baraloto (2015)

Blanc *et al.* (2009)
 Brockerhoff *et al.* (2017)
 Colin-Belgrand *et al.* (2003)
 Jactel et Barbaro (2004)
 Jaffrain *et al.* (2007)
 Koerner *et al.* (1997)
 Moares Domínguez *et al.* (2001)
 Morin *et al.* (2020)
 Prévosto *et al.* (2006a)
 Ranger *et al.* (2004)
 Sabatier (2018)
 Sicard *et al.* (2006)
 Simonsson *et al.* (2005)
 Valé *et al.* (2005)

Colonization

Berges *et al.* (2016)
 Bouget *et al.* (2014b)
 Bouget *et al.* (2015)
 Brouat *et al.* (2004b)
 Lalechère *et al.* (2017)
 Lumaret *et al.* (2005)
 Moares Domínguez *et al.* (2001)
 Prévosto *et al.* (2006a)
 Prévosto *et al.* (2006b)
 Sagnard *et al.* (2007)

Concentration

Bouget (2005b)
 Grossman *et al.* (2018)
 Jactel *et al.* (2002)
 Moares Domínguez *et al.* (2001)
 Simonsson *et al.* (2005)
 Valé *et al.* (2005)

Dissolved organic carbon

Brédif et Bailly (2009)
 Jaffrain *et al.* (2007)
 Simonsson *et al.* (2005)

Douglas fir

Bailly (2002a)
 Bailly (2002b)
 Jaffrain *et al.* (2007)
 Jussy *et al.* (2004)
 Levrel et Ranger (2006)

Ranger *et al.* (2004)
Sicard *et al.* (2006)

Environmental condition

Bailly (2002b)
Jourdan *et al.* (2019)
Jourdan *et al.* (2021)
Kubartová *et al.* (2007)
Kulhánková *et al.* (2006)
Prévosto *et al.* (2002)
Prévosto *et al.* (2006b)

Evolution

Balandier (2014)
Díaz *et al.* (2016)
Dreyfus (2001)
Dreyfus (2003)
Dupouey et Bergès (2010)
Gamelon *et al.* (2017)
Jactel *et al.* (1998)
Moares Domínguez *et al.* (2001)
Prévosto *et al.* (2006b)
Ranger *et al.* (2004)

Fertilisation

Levrel et Ranger (2006)
Sicard *et al.* (2006)

Forest soil

Dreyfus (2003)
Dupouey et Dambrine (2004)
Jaffrain *et al.* (2007)
Jussy *et al.* (2002)
Jussy *et al.* (2004)
Kubartová *et al.* (2007)
Lejon *et al.* (2005)
Levrel et Ranger (2006)
Valé *et al.* (2005)
Zeller *et al.* (2007b)

Garden

Caignard *et al.* (2021)
Jussy *et al.* (2001)
Koerner *et al.* (1997)

Grassland

Andrieu *et al.* (2018)
Archaux et Martin (2009)
Barbaro *et al.* (2007)
Grossman *et al.* (2018)
Jourdan *et al.* (2021)
Moares Domínguez *et al.* (2001)
Prévosto *et al.* (2006a)
Schwartz *et al.* (2005)

Horizon

Aubert *et al.* (2004)
Bailly (2002b)
Colin-Belgrand *et al.* (2003)
Gosselin *et al.* (2004)
Jussy *et al.* (2001)
Levrel et Ranger (2006)
Ponge *et al.* (2002)
Prévosto *et al.* (2006b)
Zeller *et al.* (2007b)

Land use

Archaux *et al.* (2010)
Berthelot (2009)
Brockerhoff *et al.* (2017)
Carnus *et al.* (2003)
Dambrine (2001)
Dambrine *et al.* (2007)
Dupouey *et al.* (2002a)
Dupouey *et al.* (2002b)
Dupouey et Dambrine (2004)
Humbert (2002)
Jussy *et al.* (2001)
Jussy *et al.* (2002)
Jussy *et al.* (2004)
Koerner *et al.* (1997)
Prévosto *et al.* (2002)
Prévosto *et al.* (2004)

Microbial activity

Balandier (2014)
Valé *et al.* (2005)

Microbial community

Kulhánková *et al.* (2006)
 Levrel et Ranger (2006)
 Ranger *et al.* (2004)

Mineralization

Colin-Belgrand *et al.* (2003)
 Dupouey et Dambrine (2004)
 Moares Domínguez *et al.* (2001)
 Moukouri (2006)
 Prévosto *et al.* (2002)
 Prévosto *et al.* (2004)
 Prévosto *et al.* (2006a)
 Prévosto *et al.* (2006b)
 Ranger *et al.* (2004)
 Zeller *et al.* (2007b)

Nitrate

Jussy *et al.* (2001)
 Jussy *et al.* (2002)
 Jussy *et al.* (2004)
 Moares Domínguez *et al.* (2001)
 Prévosto *et al.* (2002)
 Prévosto *et al.* (2006a)
 Ranger *et al.* (2004)
 Simonsson *et al.* (2005)
 Zeller *et al.* (2007b)

Moisture

Colin-Belgrand *et al.* (2003)
 Gosselin *et al.* (2004)
 Kubartová *et al.* (2007)
 Levrel et Ranger (2006)
 Moares Domínguez *et al.* (2001)
 Prévosto *et al.* (2002)
 Prévosto *et al.* (2006b)
 Toïgo *et al.* (2013)

Nitrification

Colin-Belgrand *et al.* (2003)
 Jussy *et al.* (2001)
 Jussy *et al.* (2002)
 Jussy *et al.* (2004)
 Prévosto *et al.* (2006b)
 Ranger *et al.* (2004)
 Zeller *et al.* (2007b)

Morvan

Brédif et Bailly (2009)
 Kubartová *et al.* (2007)
 Lejon *et al.* (2005)
 Levrel et Ranger (2006)
 Ranger *et al.* (2004)
 Sicard *et al.* (2006)

Nitrogen

Archaux *et al.* (2010)
 Colin-Belgrand *et al.* (2003)
 Dambrine (2001)
 Dambrine *et al.* (2007)
 Dupouey et Dambrine (2004)
 Jussy *et al.* (2001)
 Jussy *et al.* (2002)
 Jussy *et al.* (2004)
 Koerner *et al.* (1997)
 Moares Domínguez *et al.* (2001)
 Prévosto *et al.* (2002)
 Prévosto *et al.* (2006a)
 Prévosto *et al.* (2006b)
 Ranger *et al.* (2004)
 Zeller *et al.* (2007b)

N content

Colin-Belgrand *et al.* (2003)
 Ponge *et al.* (2002)
 Prévosto *et al.* (2004)
 Prévosto *et al.* (2006b)

N deposition

Jussy *et al.* (2004)

Native forest

Carnus *et al.* (2003)
 Kubartová *et al.* (2007)

Nitrogen availability

Jussy *et al.* (2001)
 Jussy *et al.* (2002)
 Moares Domínguez *et al.* (2001)
 Prévosto *et al.* (2006b)

Norway spruce

Levrel et Ranger (2006)
Sicard *et al.* (2006)

Prévosto *et al.* (2002)
Prévosto *et al.* (2004)
Prévosto *et al.* (2006a)
Prévosto *et al.* (2006b)

Nutrient content

Barrere *et al.* (2019)
Sicard *et al.* (2006)

Old forest

Koerner *et al.* (1997)
Moares Domínguez *et al.* (2001)

Organic matter

Aubert *et al.* (2004)
Bailly (2002b)
Gosselin *et al.* (2004)
Jaffrain *et al.* (2007)
Jussy *et al.* (2001)
Lecerf (2014)
Levrel et Ranger (2006)
Moares Domínguez *et al.* (2001)
Morin (2018)
Moukoumi (2006)
Ponge *et al.* (2002)
Prévosto *et al.* (2002)
Prévosto *et al.* (2004)
Prévosto *et al.* (2006b)
Ranger *et al.* (2004)

Past land use

Berges *et al.* (2016)
Dupouey *et al.* (2002a)
Jussy *et al.* (2001)
Jussy *et al.* (2002)
Jussy *et al.* (2004)
Koerner *et al.* (1997)
Prévosto *et al.* (2004)

Pasture

Carnus *et al.* (2003)
Dreyfus (2001)
Dupouey *et al.* (2002b)
Jussy *et al.* (2001)
Koerner *et al.* (1997)

Root

Buée *et al.* (2005)
Buée *et al.* (2006)
Colin-Belgrand *et al.* (2003)
Courty *et al.* (2006)
Gosselin et Bergès (2004)
Jactel *et al.* (1998)
Jussy *et al.* (2004)
Ranger *et al.* (2004)
Simonsson *et al.* (2005)
Valé *et al.* (2005)

Soil

Archaux *et al.* (2010)
Archaux *et al.* (2014)
Bailly (2002b)
Balandier (2014)
Barbier *et al.* (2008)
Bardat (2002)
Berges *et al.* (2016)
Berthelot *et al.* (2011)
Bouget (2004)
Carnus *et al.* (2003)
Chevalier *et al.* (2009)
Colin-Belgrand *et al.* (2003)
Cordonnier *et al.* (2018)
Dambrine (2001)
Dambrine *et al.* (2007)
Decocq *et al.* (2004b)
Decocq *et al.* (2005)
Dupouey *et al.* (2002a)
Dupouey *et al.* (2002b)
Dupouey et Dambrine (2004)
Gosselin et Bergès (2004)
Guitet *et al.* (2018)
Henneron *et al.* (2015)
Henneron *et al.* (2017a)
Henneron *et al.* (2017b)
Jactel *et al.* (2017)
Jaffrain *et al.* (2007)
Jussy *et al.* (2001)
Jussy *et al.* (2002)
Jussy *et al.* (2004)

Koerner *et al.* (1997)
 Kubartová *et al.* (2007)
 Lejon *et al.* (2005)
 Levrel et Ranger (2006)
 Moares Domínguez *et al.* (2001)
 Ponge *et al.* (2002)
 Porté *et al.* (2004)
 Prévosto *et al.* (2002)
 Prévosto *et al.* (2004)
 Prévosto *et al.* (2006a)
 Prévosto *et al.* (2006b)
 Rameau (2003)
 Ranger *et al.* (2004)
 Sabatier (2018)
 Schwartz *et al.* (2005)
 Sicard *et al.* (2006)
 Valé *et al.* (2005)
 Zeller *et al.* (2007b)
 Zilliox et Gosselin (2014)

Soil moisture

Archaux *et al.* (2010)
 Berthelot (2009)
 Buée *et al.* (2005)
 Decocq *et al.* (2005)
 Prévosto *et al.* (2006a)
 Ranger *et al.* (2004)

Species substitution

Jaffrain *et al.* (2007)
 Morin *et al.* (2020)
 Ranger *et al.* (2004)

Spruce

Bergès *et al.* (2003)
 Bouget *et al.* (2014a)
 Chauvet (2003)
 Courbaud (2013)
 Dambrine (2001)
 Jussy *et al.* (2001)
 Jussy *et al.* (2004)
 Kubartová *et al.* (2007)
 Lafond *et al.* (2014)
 Lafond *et al.* (2015)
 Levrel et Ranger (2006)
 Ranger *et al.* (2004)
 Sagnard *et al.* (2007)

Vuidot *et al.* (2011)
 Zeller *et al.* (2007b)
 Zilliox et Gosselin (2014)

Substitution

Aubert *et al.* (2004)
 Caignard *et al.* (2017)
 Jaffrain *et al.* (2007)
 Levrel et Ranger (2006)
 Ranger *et al.* (2004)
 Toigo *et al.* (2021)

Unit plot

Bailly (2002b)
 Jactel (2009)

Vegetation composition

Decocq *et al.* (2005)
 Prévosto *et al.* (2002)
 Prévosto *et al.* (2006a)
 Prévosto *et al.* (2006b)
 Zilliox et Gosselin (2014)

Vosges mountain

Jussy *et al.* (2001)
 Jussy *et al.* (2004)
 Koerner *et al.* (1997)
 Schwartz *et al.* (2005)

Champ lexical n° 3

Algorithm

Courbaud (2013)
 Lafond *et al.* (2012)
 Lafond *et al.* (2014)
 Lafond *et al.* (2015)
 Lafond *et al.* (2017)

Bat

Bouvet *et al.* (2016)
 Jactel et Barbaro (2004)
 Larrieu *et al.* (2018)
 Tillon *et al.* (2016)

Biodiversity conservation

Angeon et Caron (2009b)
 Bouget (2007)
 Bouget *et al.* (2013)
 Brin *et al.* (2016)
 Brouat et Rossi (2002)
 Decocq *et al.* (2004a)
 Lafond *et al.* (2015)
 Lafond *et al.* (2017)
 Ouin *et al.* (2015)
 Toïgo *et al.* (2013)

Biodiversity indicator

Bouget *et al.* (2013)
 Bouget *et al.* (2014a)
 Courbaud (2013)
 Gosselin *et al.* (2014)
 Lafond *et al.* (2015)
 Paillet *et al.* (2015a)
 Vuidot *et al.* (2011)
 Zilliox et Gosselin (2014)

Bryophyte

Bardat (2002)
 Bardat et Aubert (2007)
 Bergès *et al.* (2003)
 Bouget (2009)
 Gosselin et Bergès (2004)
 Gosselin *et al.* (2004)
 Gosselin *et al.* (2014)
 Larrieu *et al.* (2018)

Cavity

Bouget *et al.* (2013)
 Bouget *et al.* (2014a)
 Bouvet *et al.* (2016)

Dead wood

Bouget (2004)
 Bouget (2005a)
 Bouget et Noblecourt (2005)
 Bouget *et al.* (2007)
 Bouget (2007)
 Bouget (2009)
 Bouget *et al.* (2013)

Bouget *et al.* (2014a)
 Bouget *et al.* (2014b)
 Bouget *et al.* (2015)
 Bouvet *et al.* (2016)
 Brin *et al.* (2008)
 Brin *et al.* (2016)
 Courbaud (2013)
 Gosselin et Bergès (2004)
 Gosselin *et al.* (2014)
 Lafond *et al.* (2015)
 Lafond *et al.* (2017)
 Marchal *et al.* (2013)
 Paillet *et al.* (2015b)
 Paillet *et al.* (2017)
 Tillon *et al.* (2016)

Diameter

Bouget (2009)
 Brin *et al.* (2008)
 Brin *et al.* (2016)
 Cordonnier *et al.* (2018)
 Courbaud (2013)
 Gosselin *et al.* (2004)
 Lafond *et al.* (2012)
 Ouin *et al.* (2015)
 Sagnard *et al.* (2007)
 Vuidot *et al.* (2011)

Distribution

Baraloto (2009)
 Baraloto (2015)
 Barbaro *et al.* (2007)
 Berges *et al.* (2016)
 Bouget *et al.* (2007)
 Cherrington *et al.* (2016)
 Cordonnier *et al.* (2018)
 Decocq *et al.* (2004b)
 Jactel *et al.* (1998)
 Lafond *et al.* (2012)
 Laitung *et al.* (2004)
 Lalechère *et al.* (2017)
 Saas et Gosselin (2014)
 Sagnard *et al.* (2007)
 Sicard *et al.* (2006)

Forest manager

Bouget *et al.* (2013)

Brin *et al.* (2008)
 Carnus *et al.* (2006)
 Jourdan *et al.* (2021)
 Lafond *et al.* (2014)
 Lafond *et al.* (2015)
 Paillet *et al.* (2017)

Forester

Bouget (2007)
 Bouget (2009)
 Buée *et al.* (2006)
 Gosselin et Bergès (2004)
 Guitet *et al.* (2014)
 Jourdan *et al.* (2019)
 Vuidot *et al.* (2011)

French forest

Baraloto (2015)
 Cordonnier *et al.* (2018)
 Dambrine *et al.* (2007)
 Dupouey *et al.* (2002b)
 Dupouey et Dambrine (2004)
 Gosselin *et al.* (2014)
 Paillet *et al.* (2015b)
 Paillet *et al.* (2017)
 Tillon *et al.* (2016)
 Toïgo *et al.* (2013)
 Vuidot *et al.* (2011)

Large tree

Bouget *et al.* (2013)
 Bouget *et al.* (2014a)
 Lafond *et al.* (2014)
 Lafond *et al.* (2015)
 Lafond *et al.* (2017)
 Paillet *et al.* (2015b)
 Paillet *et al.* (2017)
 Ter Steege *et al.* (2017)
 Vuidot *et al.* (2011)

Lowland

Bouget (2009)
 Bouget *et al.* (2013)
 Bouget *et al.* (2014a)
 Bouget *et al.* (2014b)
 Courty *et al.* (2006)

Deconchat *et al.* (2014)
 Guitet *et al.* (2018)
 Paillet *et al.* (2015a)
 Paillet *et al.* (2015b)
 Paillet *et al.* (2017)

Management practice

Angeon et Caron (2009a)
 Angeon et Caron (2009b)
 Archaux *et al.* (2010)
 Barbier *et al.* (2008)
 Blondet (2016)
 Blondet *et al.* (2017)
 Bouget (2009)
 Brouat *et al.* (2004b)
 Jactel et Barbaro (2004)
 Lafond *et al.* (2015)
 Lafond *et al.* (2017)
 Quin *et al.* (2015)

Microhabitat

Bouget (2004)
 Bouget (2007)
 Bouget *et al.* (2013)
 Bouget *et al.* (2014a)
 Bouget *et al.* (2014b)
 Deconchat *et al.* (2014)
 Dupouey et Dambrine (2004)
 Gosselin et Bergès (2004)
 Paillet *et al.* (2015a)
 Paillet *et al.* (2017)
 Vuidot *et al.* (2011)

Openness

Baraloto (2009)
 Bouget *et al.* (2013)
 Bouget *et al.* (2014a)
 Bouget *et al.* (2014b)
 Lecerf (2014)

Saproxyllic beetle

Archaux *et al.* (2014)
 Bouget (2005a)
 Bouget (2005b)
 Bouget (2009)
 Bouget *et al.* (2013)

Bouget *et al.* (2014a)
 Bouget *et al.* (2014b)
 Bouget *et al.* (2015)
 Brin *et al.* (2016)
 Larrieu *et al.* (2018)
 Parmain *et al.* (2013)

Simulation

Blanc *et al.* (2009)
 Bourdier *et al.* (2016)
 Cordonnier et Kunstler (2015)
 Courbaud (2013)
 Dreyfus (2001)
 Guitet *et al.* (2014)
 Lafond *et al.* (2012)
 Lafond *et al.* (2014)
 Lafond *et al.* (2015)
 Lafond *et al.* (2017)
 Lagarrigues *et al.* (2015)
 Laitung *et al.* (2004)
 Morin *et al.* (2018)
 Morin (2018)
 Morin *et al.* (2020)
 Saas et Gosselin (2014)
 Sicard *et al.* (2006)

Snag

Bouget (2004)
 Bouget *et al.* (2014a)
 Brin *et al.* (2008)
 Paillet *et al.* (2017)
 Tillon *et al.* (2016)
 Vuidot *et al.* (2011)

Stand structure

Bouvet *et al.* (2016)
 Courbaud (2013)
 Gosselin *et al.* (2014)
 Lafond *et al.* (2017)
 Sicard *et al.* (2006)
 Toïgo *et al.* (2013)

Strict forest reserve

Bouvet *et al.* (2016)
 Paillet *et al.* (2015b)
 Paillet *et al.* (2017)

Taxa

Archaux *et al.* (2014)
 Aubert *et al.* (2003)
 Barbaro *et al.* (2005)
 Berthelot (2009)
 Bouget (2009)
 Decocq *et al.* (2004b)
 Dupouey et Bergès (2010)
 Gosselin *et al.* (2014)
 Jactel et Barbaro (2004)
 Larrieu *et al.* (2018)
 Ouin *et al.* (2015)

Temperate forest

Aubert *et al.* (2003)
 Bardat et Aubert (2007)
 Berges *et al.* (2016)
 Bouget et Duelli (2004)
 Bouget (2005a)
 Bouget (2005b)
 Bouget et Noblecourt (2005)
 Bouget *et al.* (2014a)
 Decocq *et al.* (2004a)
 Henneron *et al.* (2017a)
 Larrieu *et al.* (2018)
 Marchal *et al.* (2013)
 Morin *et al.* (2018)
 Parmain *et al.* (2013)
 Tillon *et al.* (2016)

Thinning

Bailly (2002a)
 Bailly (2002b)
 Balandier (2014)
 Bergès *et al.* (2003)
 Brin *et al.* (2008)
 Buée *et al.* (2005)
 Dreyfus (2001)
 Henneron *et al.* (2017a)
 Lafond *et al.* (2012)
 Lafond *et al.* (2015)
 Lafond *et al.* (2017)
 Laurent *et al.* (2017)

Timber production

Lafond *et al.* (2015)

Lafond *et al.* (2017)

Trade off

Barrere *et al.* (2019)
 Brockerhoff *et al.* (2017)
 Caignard *et al.* (2021)
 Courbaud (2013)
 Díaz *et al.* (2016)
 Henneron *et al.* (2015)
 Lafond *et al.* (2015)
 Lafond *et al.* (2017)

Tree microhabitat

Ouin *et al.* (2015)
 Paillet *et al.* (2015a)
 Paillet *et al.* (2017)
 Vuidot *et al.* (2011)

Unmanaged forest

Bouvet *et al.* (2016)
 Paillet *et al.* (2015b)
 Toïgo *et al.* (2013)
 Vuidot *et al.* (2011)

Vascular plant

Bardat (2002)
 Díaz *et al.* (2016)
 Jactel et Barbaro (2004)
 Larrieu *et al.* (2018)
 Zilliox et Gosselin (2014)

Volume

Bouget (2009)
 Bouget *et al.* (2013)
 Bouget *et al.* (2014b)
 Brin *et al.* (2008)
 Brin *et al.* (2016)
 Lafond *et al.* (2012)
 Marchal *et al.* (2013)
 Paillet *et al.* (2017)
 Tillon *et al.* (2016)

Woodland edge

Ouin *et al.* (2015)

Champ lexical n° 4

Bird

Archaux et Martin (2009)
 Barbaro *et al.* (2005)
 Barbaro *et al.* (2007)
 Barbaro *et al.* (2017)
 Berthelot (2009)
 Bouvet *et al.* (2016)
 Deconchat *et al.* (2014)
 Dupouey et Bergès (2010)
 Gosselin *et al.* (2004)
 Jactel et Barbaro (2004)
 Larrieu *et al.* (2018)

Connectivity

Archaux *et al.* (2014)
 Bouget *et al.* (2015)
 Carnus *et al.* (2003)
 Dupouey et Bergès (2010)
 Jactel et Barbaro (2004)

Edge

Abildtrup *et al.* (2019)
 Alignier *et al.* (2014)
 Andrieu *et al.* (2018)
 Angeon et Caron (2009b)
 Archaux *et al.* (2014)
 Baraloto (2009)
 Barbaro *et al.* (2007)
 Berges *et al.* (2016)
 Bouget (2009)
 Bouvet *et al.* (2016)
 Brédif et Bailly (2009)
 Carnus *et al.* (2006)
 Castagnérol *et al.* (2017)
 Chevalier *et al.* (2015)
 Dambrine (2001)
 Deconchat *et al.* (2014)
 Dreyfus (2003)
 Dupouey et Bergès (2010)
 Gosselin *et al.* (2014)
 Jactel *et al.* (2002)
 Jactel et Barbaro (2004)
 Lafond *et al.* (2017)
 Larrieu *et al.* (2018)
 Ouin *et al.* (2015)

Paillet *et al.* (2015a)
 Paillet *et al.* (2017)
 Parmain *et al.* (2013)
 Rameau (2003)
 Ranger *et al.* (2004)
 Tillon *et al.* (2016)

Edge contrast

Andrieu *et al.* (2018)

Edge effect

Alignier *et al.* (2014)
 Andrieu *et al.* (2018)
 Dupouey et Bergès (2010)

Forest edge

Alignier *et al.* (2014)
 Berges *et al.* (2016)
 Chevalier *et al.* (2015)
 Deconchat *et al.* (2014)
 Ouin *et al.* (2015)

Fragmentation

Archaux *et al.* (2014)
 Barbaro *et al.* (2005)
 Barbaro *et al.* (2007)
 Bouget *et al.* (2015)
 Brouat et Rossi (2002)
 Chevalier *et al.* (2015)
 Dupouey et Bergès (2010)
 Jactel et Barbaro (2004)

Fungi

Bouget (2009)
 Bouget *et al.* (2014a)
 Buée *et al.* (2005)
 Buée *et al.* (2006)
 Chauvet (2003)
 Gosselin *et al.* (2014)
 Jactel et Barbaro (2004)
 Jactel (2009)
 Jactel *et al.* (1998)
 Kubartová *et al.* (2007)
 Kulhánková *et al.* (2006)
 Marchal *et al.* (2013)

Paillet *et al.* (2017)
 Zeller *et al.* (2007a)

Ground beetle

Bouget et Duelli (2004)
 Brouat *et al.* (2002)
 Brouat *et al.* (2006)
 Garnier *et al.* (2002)
 Gaublomme *et al.* (2003)
 Gosselin et Bergès (2004)
 Jactel et Barbaro (2004)
 Larrieu *et al.* (2018)
 Toïgo *et al.* (2013)

Hardwood

Bailly (2002b)
 Bardat (2002)
 Dambrine (2001)
 Dupouey et Bergès (2010)
 Jactel et Barbaro (2004)
 Jactel *et al.* (1998)
 Laurent *et al.* (2017)
 Ranger *et al.* (2004)

Hedge

Dupouey et Bergès (2010)
 Jactel et Barbaro (2004)

Height

Barbaro *et al.* (2005)
 Corcket *et al.* (2020)
 Cordonnier *et al.* (2018)
 Jactel et Barbaro (2004)
 Jactel *et al.* (2006)
 Ouin *et al.* (2015)
 Sicard *et al.* (2006)

Insect pest

Jactel (2003)
 Jactel et Barbaro (2004)
 Jactel *et al.* (2005)
 Jactel *et al.* (1998)

Landes de gascogne

Barbaro *et al.* (2005)

Barbaro *et al.* (2007)

Bouget (2009)

Jactel et Barbaro (2004)

Landscape composition

Andrieu *et al.* (2018)

Barbaro *et al.* (2007)

Berthelot (2009)

Landscape variable

Barbaro *et al.* (2005)

Bouvet *et al.* (2016)

Jactel et Barbaro (2004)

Maritime pine

Barbaro *et al.* (2005)

Barbaro *et al.* (2007)

Bouget (2009)

Brin *et al.* (2008)

Castagneyrol *et al.* (2018c)

Jactel *et al.* (2002)

Jactel (2003)

Jactel et Barbaro (2004)

Jactel *et al.* (2006)

Jactel (2009)

Jactel *et al.* (1998)

Morin *et al.* (2020)

Meta analysis

Deconchat *et al.* (2014)

Gosselin *et al.* (2014)

Jactel et Barbaro (2004)

Jactel *et al.* (2005)

Jactel et Brockerhoff (2007)

Natural enemy

Jactel *et al.* (2002)

Jactel et Barbaro (2004)

Open habitat

Alignier *et al.* (2014)

Andrieu *et al.* (2018)

Barbaro *et al.* (2007)

Brouat *et al.* (2003)

Gosselin *et al.* (2004)

Pest

Barbaro *et al.* (2017)

Bouget (2004)

Bouget et Noblecourt (2005)

Brockerhoff *et al.* (2017)

Deconchat *et al.* (2014)

Grossman *et al.* (2018)

Jactel *et al.* (2002)

Jactel et Barbaro (2004)

Jactel *et al.* (2006)

Jactel *et al.* (1998)

Plantation forest

Barbaro *et al.* (2005)

Barbaro *et al.* (2007)

Bouget (2009)

Brin *et al.* (2008)

Carnus *et al.* (2003)

Jactel *et al.* (2002)

Jactel et Barbaro (2004)

Sagnard *et al.* (2007)

Pollinator

Andrieu *et al.* (2018)

Deconchat *et al.* (2014)

Predator

Bouget (2005a)

Castagneyrol *et al.* (2017)

Castagneyrol *et al.* (2018a)

Jactel et Barbaro (2004)

Jactel *et al.* (1998)

Risk

Arnould (2006)

Bouget (2009)

Henneron *et al.* (2015)

Jactel *et al.* (2002)

Jactel et Barbaro (2004)

Jussy *et al.* (2002)

Tillon *et al.* (2016)

Spatial distribution

Barbaro *et al.* (2005)

Barbaro *et al.* (2007)

Berges *et al.* (2016)

Courbaud (2013)

Jactel *et al.* (2002)

Jactel et Barbaro (2004)

Jactel *et al.* (1998)

Sagnard *et al.* (2007)

Spatial heterogeneity

Barbaro *et al.* (2005)

Barbaro *et al.* (2007)

Dreyfus (2001)

Jactel et Barbaro (2004)

Ranger *et al.* (2004)

Spider

Barbaro *et al.* (2005)

Jactel et Barbaro (2004)

Young plantation

Archaux et Martin (2009)

Archaux *et al.* (2010)

Barbaro *et al.* (2007)

Jactel et Barbaro (2004)

Champ lexical n° 5

Ancient forest

Bouget *et al.* (2015)

Brin *et al.* (2016)

Chevalier *et al.* (2015)

Dreyfus (2001)

Dupouey *et al.* (2002a)

Dupouey *et al.* (2002b)

Dupouey et Bergès (2010)

Jussy *et al.* (2001)

Jussy *et al.* (2002)

Jussy *et al.* (2004)

Assemblage composition

Bouget (2005a)

Bouget (2005b)

Bouget et Noblecourt (2005)

Brin *et al.* (2016)

Beetle

Archaux *et al.* (2014)

Barbaro *et al.* (2005)

Barbaro *et al.* (2007)

Berthelot (2009)

Bouget (2004)

Bouget (2005a)

Bouget (2005b)

Bouget et Noblecourt (2005)

Bouget (2009)

Bouget *et al.* (2013)

Bouget *et al.* (2014a)

Bouget *et al.* (2015)

Brouat et Rossi (2002)

Brouat *et al.* (2002)

Brouat *et al.* (2003)

Brouat *et al.* (2004b)

Brouat *et al.* (2004a)

Brouat *et al.* (2006)

Garnier *et al.* (2002)

Gaublomme *et al.* (2003)

Gosselin et Bergès (2004)

Gosselin *et al.* (2004)

Jactel et Barbaro (2004)

Parmain *et al.* (2013)

Rasplus (2001)

Toïgo *et al.* (2013)

Control

Archaux *et al.* (2010)

Barbaro *et al.* (2017)

Bouget (2005a)

Bouget (2005b)

Bouget et Noblecourt (2005)

Castagneyrol *et al.* (2017)

Chauvet (2003)

Dambrine *et al.* (2007)

Gosselin et Bergès (2004)

Guitet *et al.* (2018)

Henneron *et al.* (2017b)

Jactel et Barbaro (2004)

Jactel (2009)

Jactel *et al.* (1998)

Jourdan *et al.* (2020)

Laurent *et al.* (2017)

de Morogues (2018)

Polomé et Michel (2017)

Ranger *et al.* (2004)

Sicard *et al.* (2006)
 Valé *et al.* (2005)
 Venner (2018)

Cork oak

Lumaret *et al.* (2005)

Ecological group

Bouvet *et al.* (2016)
 Gosselin et Bergès (2004)
 Gosselin *et al.* (2004)
 Toïgo *et al.* (2013)
 Zilliox et Gosselin (2014)

Ecology

Berges *et al.* (2016)
 Bouget *et al.* (2007)
 Bouget (2009)
 Bouget *et al.* (2015)
 Brédif et Bailly (2011)
 Caignard *et al.* (2021)
 Cordonnier et Kunstler (2015)
 Gosselin *et al.* (2004)
 Gosselin (2012)
 Lagarrigues *et al.* (2015)
 Paillet *et al.* (2015a)
 Ranger *et al.* (2004)

Exploitation

Baraloto (2009)
 Brouat et Rossi (2002)
 Gosselin et Bergès (2004)
 Gosselin *et al.* (2004)
 Gosselin *et al.* (2014)
 Marchal *et al.* (2013)

Forest continuity

Brin *et al.* (2016)

Fungus beetle

Bouget *et al.* (2007)

Gap

Baraloto (2009)

Bouget (2004)
 Bouget et Duelli (2004)
 Bouget (2005a)
 Bouget (2005b)
 Bouget et Noblecourt (2005)
 Bouget *et al.* (2013)
 Brédif et Bailly (2009)
 Courbaud (2013)
 Gosselin et Bergès (2004)
 Grossman *et al.* (2018)
 Lafond *et al.* (2014)
 Lafond *et al.* (2015)
 Morin *et al.* (2020)
 Rameau (2003)

Holm oak

Jactel (2009)
 Lumaret *et al.* (2005)
 Staudt *et al.* (2004)

Individual

Bailly (2002b)
 Bailly et Valenzisi (2014)
 Barbaro *et al.* (2005)
 Bouget (2005b)
 Bouget et Noblecourt (2005)
 Bouget *et al.* (2007)
 Bouget *et al.* (2015)
 Bourdier *et al.* (2016)
 Bouvet *et al.* (2016)
 Brouat et Rossi (2002)
 Brouat *et al.* (2002)
 Brouat *et al.* (2004b)
 Brouat *et al.* (2004a)
 Buée *et al.* (2005)
 Courbaud *et al.* (2015)
 Courty *et al.* (2006)
 Jactel et Barbaro (2004)
 Jourdan *et al.* (2020)
 Lafond *et al.* (2014)
 Lagarrigues *et al.* (2015)
 Lefebvre et Stenger (2016)
 Morin (2018)
 Paillet *et al.* (2017)
 Schermer *et al.* (2019)
 Vuidot *et al.* (2011)

Irregular high forest

Bardat (2002)
Brouat et Rossi (2002)

Irregular stand

Courbaud (2013)
Gosselin *et al.* (2004)

Isolation

Bouget (2005b)
Bouget *et al.* (2015)
Brouat *et al.* (2002)
Brouat *et al.* (2003)
Brouat *et al.* (2006)
Dupouey et Bergès (2010)
Gaublomme *et al.* (2003)
Gérard *et al.* (2006)

Mid size gap

Bouget (2005b)
Bouget et Noblecourt (2005)

Recent forest

Archaux *et al.* (2014)
Berges *et al.* (2016)
Brin *et al.* (2016)
Chevalier *et al.* (2009)
Dupouey *et al.* (2002a)
Lalechère *et al.* (2017)
Moares Domínguez *et al.* (2001)

Region

Alignier *et al.* (2014)
Andrieu *et al.* (2018)
Archaux *et al.* (2014)
Bailly (2002b)
Bailly et Valenzisi (2014)
Bardat et Aubert (2007)
Bouget *et al.* (2007)
Bouget (2009)
Brédif et Bailly (2009)
Brin *et al.* (2016)
Brouat et Rossi (2002)
Chauvet (2003)

Cherrington *et al.* (2016)
Chevalier *et al.* (2015)
Courbaud (2013)
Dambrine *et al.* (2007)
Deconchat *et al.* (2014)
Dreyfus (2003)
Guitet *et al.* (2014)
Jactel et Barbaro (2004)
Jactel *et al.* (2006)
Lalechère *et al.* (2017)
Paillet *et al.* (2015b)
Paillet *et al.* (2017)
Zilliox et Gosselin (2014)

Regular high forest

Bardat (2002)
Brouat et Rossi (2002)
Gosselin *et al.* (2004)

Short term effect

Bouget (2005a)
Bouget (2005b)
Bouget et Noblecourt (2005)
Gosselin et Bergès (2004)

Species level

Barbaro *et al.* (2005)
Bouget et Noblecourt (2005)
Gosselin et Bergès (2004)
Guitet *et al.* (2014)

Species response

Barbaro *et al.* (2005)
Berges *et al.* (2016)
Bouget (2005a)
Bouget (2005b)
Gosselin *et al.* (2004)
Gosselin (2012)
Jourdan *et al.* (2021)

Trap

Bouget et Noblecourt (2005)
Bouget *et al.* (2007)
Brin *et al.* (2016)
Jactel *et al.* (2006)

Parmain *et al.* (2013)
 Sagnard *et al.* (2007)
 Touzot *et al.* (2018)

Western europe

Bouget et Noblecourt (2005)
 Chevalier *et al.* (2009)
 Dupouey *et al.* (2002a)
 Koerner *et al.* (1997)
 Paillet *et al.* (2015b)

Windstorm

Bouget (2004)
 Bouget (2005a)
 Bouget (2005b)
 Bouget et Noblecourt (2005)
 Jactel *et al.* (2017)
 Lafond *et al.* (2014)

Champ lexical n° 6

Beech forest

Aubert *et al.* (2003)
 Aubert *et al.* (2004)
 Bardat et Aubert (2007)
 Blondet (2016)
 Lecerf *et al.* (2005)
 Levrel et Ranger (2006)

Collective action

Angeon et Caron (2006)
 Angeon et Caron (2009a)
 Angeon et Caron (2009b)

Coppice

Bardat (2002)
 Bardat et Aubert (2007)
 Decocq *et al.* (2004b)
 Decocq *et al.* (2004a)
 Decocq *et al.* (2005)
 Gosselin *et al.* (2004)
 Ranger *et al.* (2004)
 Zeller *et al.* (2007b)

Cws

Bardat et Aubert (2007)
 Decocq *et al.* (2004a)

Evenness index

Aubert *et al.* (2003)
 Aubert *et al.* (2004)

Field

Angeon et Caron (2009b)
 Bailly et Valenzisi (2014)
 Baraloto (2015)
 Barbaro *et al.* (2017)
 Barrere *et al.* (2019)
 Blondet (2016)
 Bouget *et al.* (2014a)
 Brédif et Bailly (2009)
 Brédif et Bailly (2011)
 Caignard *et al.* (2021)
 Castagneyrol *et al.* (2018c)
 Chevalier *et al.* (2015)
 Courbaud (2013)
 Jactel *et al.* (2006)
 Jaffrain *et al.* (2007)
 Jussy *et al.* (2001)
 Jussy *et al.* (2004)
 Levrel et Ranger (2006)
 Ouin *et al.* (2015)
 Schermer *et al.* (2019)
 Schermer *et al.* (2020)
 Ter Steege *et al.* (2017)

Forest owner

Abildtrup *et al.* (2019)
 Angeon et Caron (2009b)
 Bailly (2002b)
 Berthelot (2009)
 Brédif et Bailly (2009)
 Brédif et Bailly (2011)
 Dupouey et Bergès (2010)
 Jensen *et al.* (2016)
 de Morogues (2018)
 Polomé (2016)
 Polomé et Michel (2017)

Guild

Balandier (2014)
Bouget *et al.* (2014b)
Decocq *et al.* (2004a)

Leaf

Baraloto (2009)
Barrere *et al.* (2019)
Castagneyrol *et al.* (2017)
Castagneyrol *et al.* (2018b)
Castagneyrol *et al.* (2018c)
Cherrington (2015)
Cherrington *et al.* (2016)
Díaz *et al.* (2016)
Frey et Pinon (2003)
Henneron *et al.* (2017b)
Laitung *et al.* (2004)
Laitung et Chauvet (2005)
Lecerf *et al.* (2005)
Sicard *et al.* (2006)

Manager

Bailly (2002b)
Baraloto (2015)
Bouget (2009)
Bouvet *et al.* (2016)
Brédif et Bailly (2009)
Brédif et Bailly (2011)
Carnus *et al.* (2003)
Dreyfus (2001)
Morin (2018)
Polomé et Michel (2017)

Natura 2000

Angeon et Caron (2009a)
Blondet (2016)
Blondet *et al.* (2017)
de Morogues (2018)
Polomé (2016)
Polomé et Michel (2017)
Rameau (2003)

Natural disturbance

Bouget et Noblecourt (2005)
Decocq *et al.* (2004a)

Jactel *et al.* (2017)

Participation

Blondet (2016)
Blondet *et al.* (2017)

Plant diversity

Alignier *et al.* (2014)
Archaux *et al.* (2010)
Bailly (2002b)
Bergès *et al.* (2003)
Dambrine *et al.* (2007)
Decocq *et al.* (2004a)
Dupouey *et al.* (2002a)
Jactel et Barbaro (2004)
Lecerf *et al.* (2005)

Policy

Barbier *et al.* (2008)
Blondet *et al.* (2017)
Courbaud (2013)

Protection

Abildtrup *et al.* (2019)
Blondet (2016)
Bouget (2004)
Bouget *et al.* (2014a)
Carnus *et al.* (2003)
Lafond *et al.* (2017)
de Morogues (2018)
Polomé (2016)

Public policy

Polomé (2016)
Sabatier (2018)

Resource

Angeon et Caron (2006)
Angeon et Caron (2009a)
Angeon et Caron (2009b)
Barbier *et al.* (2008)
Barrere *et al.* (2019)
Bouget (2005b)
Bouget (2007)

Bouget *et al.* (2013)
 Bourdier *et al.* (2016)
 Cordonnier et Kunstler (2015)
 Decocq *et al.* (2004a)
 Decocq *et al.* (2005)
 Gamelon *et al.* (2017)
 Grossman *et al.* (2018)
 Jactel *et al.* (2002)
 Jactel et Barbaro (2004)
 Jactel *et al.* (2017)
 Jourdan *et al.* (2021)
 Laitung et Chauvet (2005)
 Lecerf *et al.* (2005)
 Lecerf (2014)
 Morin *et al.* (2018)
 Prévosto *et al.* (2006a)
 Schermer *et al.* (2019)
 Touzot *et al.* (2018)
 Venner *et al.* (2016)
 Venner (2018)
 Zilliox et Gosselin (2014)

Species assemblage

Aubert *et al.* (2003)
 Barbaro *et al.* (2005)
 Barbaro *et al.* (2007)
 Jactel et Barbaro (2004)
 Laitung et Chauvet (2005)

Stakeholder

Angeon et Caron (2006)
 Angeon et Caron (2009a)
 Angeon et Caron (2009b)
 Bailly et Valenzisi (2014)
 Blondet (2016)
 Blondet *et al.* (2017)
 Brédif et Bailly (2009)
 Brédif et Bailly (2011)
 Carnus *et al.* (2006)

Stream

Chauvet (2003)
 Laitung *et al.* (2004)
 Laitung et Chauvet (2005)
 Lecerf *et al.* (2005)
 Lecerf (2014)

Sustainability

Angeon et Caron (2009a)
 Angeon et Caron (2009b)
 Brédif et Bailly (2011)
 Carnus *et al.* (2003)
 Courbaud (2013)
 Jactel et Barbaro (2004)
 Lafond *et al.* (2015)
 Lefebvre et Stenger (2016)

Sustainable forest management

Angeon et Caron (2009a)
 Angeon et Caron (2009b)
 Aubert *et al.* (2003)
 Aubert *et al.* (2004)
 Baraloto (2009)
 Blondet (2016)
 Bouget (2007)
 Bouget (2009)
 Bouget *et al.* (2013)
 Bouget *et al.* (2014a)
 Bouvet *et al.* (2016)
 Brin *et al.* (2008)
 Chevalier *et al.* (2009)
 Decocq *et al.* (2004a)
 Jactel *et al.* (2002)
 Ranger *et al.* (2004)
 Vuidot *et al.* (2011)
 Zilliox et Gosselin (2014)

Variety

Blondet *et al.* (2017)
 Carnus *et al.* (2003)
 Chauvet (2003)
 Lecerf *et al.* (2005)

Champ lexical n° 7

Ancient use

Dambrine (2001)
 Dupouey et Dambrine (2004)

Aspect

Berthelot (2009)
 Bourdier *et al.* (2016)

Brockhoff *et al.* (2017)
 Chevalier *et al.* (2010)
 Zilliox et Gosselin (2014)

Avifauna

Berthelot (2009)
 Dupouey et Bergès (2010)

Bird community

Barbaro *et al.* (2017)

Forest area

Bailly et Valenzisi (2014)
 Berthelot (2009)
 Dambrine (2001)
 Dupouey *et al.* (2002a)
 Dupouey et Dambrine (2004)
 Dupouey et Bergès (2010)
 Jussy *et al.* (2002)
 Sabatier (2018)

Forest environment

Bailly (2002b)
 Dupouey et Dambrine (2004)

Forest plant

Archaux *et al.* (2010)
 Berges *et al.* (2016)
 Dupouey et Dambrine (2004)
 Dupouey et Bergès (2010)
 Henneron *et al.* (2017a)
 Lalechère *et al.* (2017)

Functional diversity

Barbaro *et al.* (2017)
 Buée *et al.* (2005)
 Buée *et al.* (2006)
 Chauvet (2003)
 Cordonnier *et al.* (2018)
 Decocq *et al.* (2004a)
 Dupouey et Dambrine (2004)
 Henneron *et al.* (2015)
 Henneron *et al.* (2017a)
 Henneron *et al.* (2017b)
 Jactel (2009)

Zeller *et al.* (2007a)

Genetic structure

Brouat *et al.* (2003)
 Dupouey et Dambrine (2004)
 Frey et Pinon (2003)
 Laitung *et al.* (2004)

Land

Alignier *et al.* (2014)
 Andrieu *et al.* (2018)
 Angeon et Caron (2009b)
 Archaux et Martin (2009)
 Archaux *et al.* (2014)
 Bailly (2002b)
 Bailly et Valenzisi (2014)
 Baraloto (2015)
 Barbaro *et al.* (2005)
 Barbaro *et al.* (2007)
 Barbaro *et al.* (2017)
 Bardat (2002)
 Berges *et al.* (2016)
 Berthelot (2009)
 Bouget (2004)
 Bouget (2005b)
 Bouget et Noblecourt (2005)
 Bouget (2009)
 Bouget *et al.* (2014a)
 Bouget *et al.* (2015)
 Bouvet *et al.* (2016)
 Brin *et al.* (2016)
 Brouat et Rossi (2002)
 Brouat *et al.* (2004b)
 Brouat *et al.* (2004a)
 Buée *et al.* (2006)
 Carnus *et al.* (2003)
 Carnus *et al.* (2006)
 Dambrine (2001)
 Dambrine *et al.* (2007)
 Decocq *et al.* (2005)
 Deconchat *et al.* (2014)
 Dreyfus (2001)
 Dreyfus (2003)
 Dupouey *et al.* (2002a)
 Dupouey *et al.* (2002b)
 Dupouey et Dambrine (2004)
 Dupouey et Bergès (2010)
 Gosselin et Bergès (2004)

Gosselin *et al.* (2004)
 Gosselin (2012)
 Guitet *et al.* (2018)
 Jactel *et al.* (2002)
 Jactel et Barbaro (2004)
 Jactel *et al.* (1998)
 Jussy *et al.* (2001)
 Jussy *et al.* (2002)
 Jussy *et al.* (2004)
 Koerner *et al.* (1997)
 Laitung et Chauvet (2005)
 Lalechère *et al.* (2017)
 Moares Domínguez *et al.* (2001)
 de Morogues (2018)
 Ouin *et al.* (2015)
 Paillet *et al.* (2015b)
 Prévosto *et al.* (2002)
 Prévosto *et al.* (2004)
 Prévosto *et al.* (2006a)
 Sabatier (2018)
 Schwartz *et al.* (2005)
 Toïgo *et al.* (2013)

Landscape scale

Archaux *et al.* (2010)
 Barbaro *et al.* (2017)
 Bouget *et al.* (2013)
 Bouvet *et al.* (2016)
 Guitet *et al.* (2014)
 Guitet *et al.* (2018)
 Larrieu *et al.* (2018)

Local scale

Barbaro *et al.* (2017)
 Berthelot (2009)
 Bouget *et al.* (2013)
 Brouat *et al.* (2003)
 Chevalier *et al.* (2009)
 Guitet *et al.* (2014)
 Larrieu *et al.* (2018)
 Paillet *et al.* (2015b)
 Sagnard *et al.* (2007)

Meadow

Archaux *et al.* (2010)
 Barbaro *et al.* (2007)
 Berthelot (2009)

Berthelot *et al.* (2011)
 Chevalier *et al.* (2010)
 Jussy *et al.* (2001)
 Rameau (2003)

Old growth forest

Berthelot (2009)
 Bouget *et al.* (2014b)
 Chevalier *et al.* (2009)
 Dambrine (2001)
 Dupouey et Bergès (2010)
 Moares Domínguez *et al.* (2001)
 Paillet *et al.* (2015b)

Open environment

Berthelot (2009)
 Deconchat *et al.* (2014)
 Dreyfus (2001)

Poplar

Archaux et Martin (2009)
 Archaux *et al.* (2010)
 Berthelot (2009)
 Berthelot *et al.* (2011)
 Frey et Pinon (2003)
 Gérard *et al.* (2006)

Poplar grove

Berthelot (2009)
 Chevalier *et al.* (2010)
 Frey et Pinon (2003)

Spatial scale

Barbaro *et al.* (2017)
 Carnus *et al.* (2006)
 Dupouey et Dambrine (2004)
 Grossman *et al.* (2018)

Succession

Aubert *et al.* (2003)
 Aubert *et al.* (2004)
 Bardat (2002)
 Berthelot (2009)
 Berthelot *et al.* (2011)

Moares Domínguez *et al.* (2001)
 Morin *et al.* (2018)
 Sabatier (2018)
 Sagnard *et al.* (2007)

Territory

Bailly et Valenzisi (2014)
 Baraloto (2015)
 Berthelot (2009)
 Cherrington (2015)

Understory

Archaux et Martin (2009)
 Archaux *et al.* (2010)
 Barbier *et al.* (2008)
 Berges *et al.* (2016)
 Berthelot *et al.* (2011)
 Bouget (2004)
 Chevalier *et al.* (2010)
 Courbaud (2013)
 Decocq *et al.* (2004a)
 Henneron *et al.* (2017a)
 Henneron *et al.* (2017b)
 Lafond *et al.* (2015)
 Laurent *et al.* (2017)
 Prévosto *et al.* (2006a)
 Zilliox et Gosselin (2014)

Vineyard

Barbaro *et al.* (2017)

Champ lexical n° 8

BRDF

Cherrington (2015)
 Cherrington *et al.* (2016)

Central Africa

Cherrington *et al.* (2016)

Environmental factor

Aubert *et al.* (2003)
 Buée *et al.* (2005)
 Cherrington *et al.* (2016)

Cordonnier *et al.* (2018)
 Decocq *et al.* (2004a)
 Sabatier (2018)

Forest dynamic

Baraloto (2009)
 Dreyfus (2001)
 Guitet *et al.* (2018)
 Lafond *et al.* (2014)
 Lagarrigues *et al.* (2015)
 Paillet *et al.* (2015b)
 Prévosto *et al.* (2002)
 Sabatier (2018)
 Sagnard *et al.* (2007)

French Guiana

Baraloto (2009)
 Blanc *et al.* (2009)
 Cherrington (2015)
 Engel et Sabatier (2018)
 Guitet *et al.* (2014)
 Sabatier (2018)

Guianas

Cherrington *et al.* (2016)

Logging

Baraloto (2009)
 Blanc *et al.* (2009)
 Courbaud (2013)
 Gosselin *et al.* (2014)
 Lecerf (2014)

Tree community

Baraloto (2015)

Tropical forest

Baraloto (2009)
 Blanc *et al.* (2009)
 Cherrington (2015)
 Cherrington *et al.* (2016)
 Sabatier (2018)
 Ter Steege *et al.* (2017)

Vegetation index

Cherrington (2015)
Cherrington *et al.* (2016)
Frey et Pinon (2003)

Champ lexical n° 9

Compartment

Balandier (2014)
Dupouey et Dambrine (2004)
Frey et Pinon (2003)
Gosselin *et al.* (2004)
Ranger *et al.* (2004)
Sicard *et al.* (2006)

Complexity

Deconchat *et al.* (2014)
Frey et Pinon (2003)
Gérard *et al.* (2006)
Guitet *et al.* (2014)

Female

Bouget *et al.* (2015)
Brouat *et al.* (2006)
Gamelon *et al.* (2017)
Venner *et al.* (2016)

Genetic diversity

Baraloto (2009)
Brouat et Rossi (2002)
Brouat *et al.* (2004a)
Carnus *et al.* (2003)
Frey et Pinon (2003)
Gérard *et al.* (2006)
Jactel (2009)
Laitung *et al.* (2004)
Rasplus (2001)

Isolate

Frey et Pinon (2003)
Gérard *et al.* (2006)
Laitung *et al.* (2004)

Larch

Frey et Pinon (2003)
Gérard *et al.* (2006)

Population

Archaux *et al.* (2014)
Barrere *et al.* (2019)
Blondet (2016)
Bouget (2004)
Bouget (2005a)
Bouget *et al.* (2015)
Bourdier *et al.* (2016)
Brouat et Rossi (2002)
Brouat *et al.* (2003)
Brouat *et al.* (2004a)
Brouat *et al.* (2006)
Caignard *et al.* (2021)
Cordonnier et Kunstler (2015)
Cordonnier *et al.* (2019)
Dupouey et Dambrine (2004)
Dupouey et Bergès (2010)
Frey et Pinon (2003)
Gamelon *et al.* (2017)
Gérard *et al.* (2006)
Jactel et Barbaro (2004)
Jactel *et al.* (2006)
Jactel *et al.* (1998)
Lagarrigues *et al.* (2015)
Laitung *et al.* (2004)
Lalechère *et al.* (2017)
Lumaret *et al.* (2005)
Ranger *et al.* (2004)
Schermer *et al.* (2019)
Schermer *et al.* (2020)
Staudt *et al.* (2004)
Touzot *et al.* (2018)
Venner *et al.* (2016)
Venner (2018)

Reproduction

Caignard *et al.* (2017)
Caignard *et al.* (2021)
Díaz *et al.* (2016)
Frey et Pinon (2003)
Gamelon *et al.* (2017)
Gérard *et al.* (2006)



Bibliographie

- Abildtrup J., Stenger A., de Morogues F., Polomé P., Blondet M., Michel C. (2019). Biodiversity protection in private forests: PES schemes, institutions and prosocial behaviour. Dans *WONV 2019, 7th workshop on non-market valuation, July 1-2, 2019, Marseille*. p. 18. URL <https://wonv2019.sciencesconf.org/261561/document>.
- Alignier A., Alard D., Chevalier R., Corcket E. (2014). Can contrast between forest and adjacent open habitat explain the edge effects on plant diversity? *Acta Botanica Gallica* **161**(3):253–259. DOI : [10.1080/12538078.2014.902771](https://doi.org/10.1080/12538078.2014.902771).
- Andrieu E., Cabanettes A., Alignier A., Van Halder I., Alard D., Archaux F., Barbaro L., Bouget C., Bailey S., Corcket E., Deconchat M., Vigan M., Villemey A., Ouin A. (2018). Edge contrast does not modulate edge effect on plants and pollinators. *Basic and Applied Ecology* **27**:83–95. DOI : [10.1016/j.baae.2017.11.003](https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.11.003).
- Angeon V., Caron A. (2006). Action collective et gestion des ressources naturelles forestières: une analyse en termes de coordination d'acteurs. Dans *Fifth Proximity Congress, Bordeaux, 28-30 June 2006*. p. 23.
- Angeon V., Caron A. (2009a). Dossier «économie de la proximité»—Quel rôle joue la proximité dans l'émergence et la pérennité de modes de gestion durable des ressources naturelles? *Natures Sciences Sociétés* **17**(4):361–372. DOI : [10.1051/nss/2009065](https://doi.org/10.1051/nss/2009065).
- Angeon V., Caron A. (2009b). Quel mode de régulation et de gestion durable des ressources forestières pour la biodiversité ? Une analyse à partir de la coordination locale. Rapport final, AgroParistech-ENGREF. URL http://docs.gip-ecofor.org/libre/BGF_RapportFinal_AngeonCaron_2005.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Archaux F., Bergès L., Bouget C., Brin A., Chauchard S., Dauffy-Richard E., Dubs F., Dupouey J.L., Sevrin r. (2014). DISTRAFOR – Dispersion et persistance de la biodiversité dans la trame forestière. Rapport final, IRSTEA. URL http://docs.gip-ecofor.org/public/bgf/BGF_DISTRAFOR_RapportFinal.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).

- Archaux F., Chevalier R., Berthelot A. (2010). Towards practices favourable to plant diversity in hybrid poplar plantations. *Forest Ecology and Management* **259**(12):2410–2417. DOI: [10.1016/j.foreco.2010.03.017](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.03.017).
- Archaux F., Martin H. (2009). Hybrid poplar plantations in a floodplain have balanced impacts on farmland and woodland birds. *Forest Ecology and Management* **257**(6):1474–1479. DOI: [10.1016/j.foreco.2008.12.021](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.12.021).
- Arnould P. (2006). Biodiversité: la confusion des chiffres et des territoires. *Annales de Géographie* **651**(5):528–549. DOI: [10.3917/ag.651.0528](https://doi.org/10.3917/ag.651.0528).
- Aubert M., Alard D., Bureau F. (2003). Diversity of plant assemblages in managed temperate forests: a case study in Normandy (France). *Forest ecology and management* **175**(1-3):321–337. DOI: [10.1016/S0378-1127\(02\)00215-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00215-3).
- Aubert M., Bureau F., Alard D., Bardat J. (2004). Effect of tree mixture on the humic epipedon and vegetation diversity in managed beech forests (Normandy, France). *Canadian Journal of Forest Research* **34**(1):233–248. DOI: [10.1139/x03-205](https://doi.org/10.1139/x03-205).
- Bailly A. (2002a). L'éclaircie : un outil pour la biodiversité dans les peuplements de douglas. *Informations Forêt* **1**(642):6. URL https://infodoc.agroparistech.fr/index.php?lvl=notice_display&id=130926.
- Bailly A. (2002b). Rôle de l'éclaircie pour la biodiversité dans les peuplements artificiels de résineux. Rapport final, AFOCEL Centre-Ouest, Verneuil-sur-Vienne. URL http://bgf.gip-ecofor.org/wp-content/uploads/1997/01/BGF1997_Bailly_RapportFinal.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Bailly A., Valenzisi M. (2014). OPTIQ-BIODIVERSITÉ – Outils et processus pour une territorialisation intégrée de la qualité de la biodiversité. Rapport final, FCBA. URL http://docs.gip-ecofor.org/public/bgf/BGF_OPTIQ-BIODIV_RapportFinal_20140715.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Balandier P. (2014). IMPREBIO – Impact de l'intensité des prélèvements forestiers sur la biodiversité. Rapport final, IRSTEA. URL http://docs.gip-ecofor.org/public/bgf/BGF_IMPREBIO_RapportFinal.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Baraloto C. (2009). Influence de l'intensité d'exploitation et du degré d'ouverture de la canopée en forêt tropicale humide sur le maintien et la dynamique de la biodiversité : de l'étude de la dynamique des peuplements et des traits d'espèces à la définition de règles de gestion durable. Rapport final, INRA, UMR EcoFoG. URL http://docs.gip-ecofor.org/libre/BGF_RapportFinal_Baraloto_2005.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Baraloto C. (2015). GUYAPASE – Comment passer des estimations locales de biodiversité et de stocks de carbone à des indicateurs régionaux utilisables dans l'aménagement et la gestion des massifs forestiers guyanais ? Rapport final, INRA, UMR EcoFoG. URL http://docs.gip-ecofor.org/public/bgf/BGF_GuyaSpaSE_RapportFinal_20150421.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Barbaro L., Pontcharraud L., Vetillard F., Guyon D., Jactel H. (2005). Comparative responses of bird, carabid, and spider assemblages to stand and landscape diversity in maritime pine plantation forests. *Écoscience* **12**(1):110–121. DOI: [10.2980/i1195-6860-12-1-110.1](https://doi.org/10.2980/i1195-6860-12-1-110.1).

- Barbaro L., Rossi J.P., Vetillard F., Nezan J., Jactel H. (2007). The spatial distribution of birds and carabid beetles in pine plantation forests: the role of landscape composition and structure. *Journal of Biogeography* **34**(4):652–664. DOI : [10.1111/j.1365-2699.2006.01656.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01656.x).
- Barbaro L., Rusch A., Muiruri E.W., Gravelier B., Thiery D., Castagneyrol B. (2017). Avian pest control in vineyards is driven by interactions between bird functional diversity and landscape heterogeneity. *Journal of Applied Ecology* **54**(2):500–508. DOI : [10.1111/1365-2664.12740](https://doi.org/10.1111/1365-2664.12740).
- Barbier S., Chevalier R., Loussot P., Bergès L., Gosselin F. (2009). Improving biodiversity indicators of sustainable forest management: Tree genus abundance rather than tree genus richness and dominance for understory vegetation in French lowland oak hornbeam forests. *Forest Ecology and Management* **258**:S176–S186. DOI : [10.1016/j.foreco.2009.09.004](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.09.004).
- Barbier S., Gosselin F., Balandier P. (2008). Influence of tree species on understory vegetation diversity and mechanisms involved—a critical review for temperate and boreal forests. *Forest Ecology and Management* **254**(1):1–15. DOI : [10.1016/j.foreco.2007.09.038](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.09.038).
- Bardat J. (2002). Caractérisation d'indicateurs de réponse à différents modes de traitement forestiers. Rapport final, MNHN, IEGB. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Bardat J., Aubert M. (2007). Impact of forest management on the diversity of corticolous bryophyte assemblages in temperate forests. *Biological Conservation* **139**(1-2):47–66. DOI : [10.1016/j.biocon.2007.06.004](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.06.004).
- Barrere J., Saïd S., Morin X., Boulanger V., Rowe N., Amiaud B., Bernard M. (2019). The cost of deer to trees: changes in resource allocation from growth-related traits and phenolic content to structural defence. *Plant Ecology and Evolution* **152**(3):417–425. DOI : [10.5091/ple-vevo.2019.1593](https://doi.org/10.5091/ple-vevo.2019.1593).
- Barthod C. (2001). Politique forestière et patrimoines naturels forestiers. *Revue Forestière Française* **53**:29–36. DOI : [10.4267/2042/5311](https://doi.org/10.4267/2042/5311).
- Basilico L., Bontemps F., Sapijanskas J., Cordonnier T. (2014a). Lisières, connectivité, colonisation : la biodiversité dans l'espace et le temps forestiers. Synthèse BGF 1, GIP ECOFOR, Paris, France. URL http://docs.gip-ecofor.org/public/bgf/BGF_Synthese1_Espace_web.pdf.
- Basilico L., Bontemps F., Sapijanskas J., Gosselin F. (2014b). Quels indicateurs pour la biodiversité forestière ? Synthèse BGF 2, GIP ECOFOR, Paris, France. URL http://docs.gip-ecofor.org/public/bgf/BGF_Synthese2-Indicateurs.pdf.
- Basilico L., Bontemps F., Sapijanskas J., Morin X. (2014c). Quels compromis entre biodiversité, production et autres services forestiers ? Synthèse BGF 3, GIP ECOFOR, Paris, France. URL http://docs.gip-ecofor.org/public/bgf/BGF_Synthese3-Compromis.pdf.
- Berges L., Avon C., Arnaudet L., Archaux F., Chauchard S., Dupouey J.L. (2016). Past landscape explains forest periphery-to-core gradient of understorey plant communities in a reforestation context. *Diversity and Distributions* **22**(1):3–16. DOI : [10.1111/ddi.12384](https://doi.org/10.1111/ddi.12384).
- Bergès L., Kessler F., Jestin P., Barascud Y., Brémond D. (2003). Diversité végétale et gestion forestière en espace protégé : variabilité spatio-temporelle et application à l'étage montagnard de l'Aigoual, zone centrale du parc national des Cévennes. Rapport final, Cemagref, Nogent-sur-Vernisson. URL http://bgf.gip-ecofor.org/bgf1997-2000_berges_rapportfinal2003/. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).

- Berthelot A. (2009). Biodiversité floristique, entomologique et ornithologique des vallées alluviales de Champagne-Ardenne : rôle de l'antécédent historique et de l'intensité des entretiens en peupleraies, en interaction avec la station et en référence aux habitats forestiers et prairiaux subnaturels. Rapport final, FCBA. URL http://docs.gip-ecofor.org/libre/BGF_RapportFinal_Berthelot_2005.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Berthelot A., Chevalier R., Archaux F., Gaudin S. (2011). Biodiversité floristique dans les peupleraies cultivées de champagne-ardenne. *Revue Forestière Française* **63**(1):33–44. DOI: [10.4267/2042/43092](https://doi.org/10.4267/2042/43092).
- Blanc L., Echard M., Hérault B., Bonal D., Marcon E., Chave J., Baraloto C. (2009). Dynamics of aboveground carbon stocks in a selectively logged tropical forest. *Ecological Applications* **19**:1397–1404. DOI: [10.1890/08-1572.1](https://doi.org/10.1890/08-1572.1).
- Blondet M. (2016). Participation des populations locales à la protection et à la gestion durable de la biodiversité forestière. Approche ethnographique de la mise en place de Natura 2000 en forêt. Dans C. Farcy, N. Huybens (éd.), *Forêts, savoirs et motivations*. L'Harmattan, Paris, p. 159–183.
- Blondet M., de Koning J., Borrass L., Ferranti F., Geitzenauer M., Weiss G., Turnhout E., Winkel G. (2017). Participation in the implementation of Natura 2000: A comparative study of six EU member states. *Land Use Policy* **66**:346–355. DOI: [10.1016/j.landusepol.2017.04.004](https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.04.004).
- Bonhême I., Millier C. (éd.) (2010). *Programme de recherche « Biodiversité et gestion forestière » : résultats scientifiques et acquis pour les gestionnaires et décideurs, projets 2005-2009*. GIP ECOFOR et Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer, Paris, 128 p.. URL http://docs.gip-ecofor.org/libre/BGF_BiodivGestionForestiere_BonhemeMillier.pdf.
- Bouget C. (2004). Ground beetle communities on windthrow gaps in broadleaved temperate forests: gap and gap size effects. Dans G. Lövei, S. Toft (éd.), *European Carabidology 2003: Proceedings of the 11th European Carabidologists' Meeting, Århus, July 2003*. Danish Institute of Agricultural Sciences, n° 114 dans DIAS Report, p. 25–40.
- Bouget C. (2005a). Short-term effect of windstorm disturbance on saproxylic beetles in broadleaved temperate forests: Part I. Do environmental changes induce a gap effect? *Forest Ecology and Management* **216**(1-3):1–14. DOI: [10.1016/j.foreco.2005.05.037](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.05.037).
- Bouget C. (2005b). Short-term effect of windstorm disturbance on saproxylic beetles in broadleaved temperate forests: Part II. Effects of gap size and gap isolation. *Forest Ecology and Management* **216**(1-3):15–27. DOI: [10.1016/j.foreco.2005.05.036](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.05.036).
- Bouget C. (2007). Enjeux du bois mort pour la conservation de la biodiversité et la gestion des forêts. *Rendez-vous Techniques de l'ONF* (16):55–59. URL <https://www.onf.fr/17a:rendez-vous-techniques-de-lonf-no-16.html>.
- Bouget C. (2009). RESINE – Représentations sociales et intérêts écologiques de la nécromasse. Rapport final, Cemagref. URL http://docs.gip-ecofor.org/libre/BGF_RapportFinal_Bouget_2005.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Bouget C., Brin A., Tellez D., Archaux F. (2015). Intraspecific variations in dispersal ability of saproxylic beetles in fragmented forest patches. *Oecologia* **177**(3):911–920. DOI: [10.1007/s00442-014-3162-9](https://doi.org/10.1007/s00442-014-3162-9).

- Bouget C., Duelli P. (2004). The effects of windthrow on forest insect communities: a literature review. *Biological Conservation* **118**(3):281–299. DOI: [10.1016/j.biocon.2003.09.009](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.09.009).
- Bouget C., Larrieu L., Brin A. (2014a). Key features for saproxylic beetle diversity derived from rapid habitat assessment in temperate forests. *Ecological Indicators* **36**:656–664. DOI: [10.1016/j.ecolind.2013.09.031](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2013.09.031).
- Bouget C., Larrieu L., Nusillard B., Parmain G. (2013). In search of the best local habitat drivers for saproxylic beetle diversity in temperate deciduous forests. *Biodiversity and Conservation* **22**(9):2111–2130. DOI: [10.1007/s10531-013-0531-3](https://doi.org/10.1007/s10531-013-0531-3).
- Bouget C., Noblecourt T. (2005). Short-term development of ambrosia and bark beetle assemblages following a windstorm in French broadleaved temperate forests. *Journal of Applied Entomology* **129**(6):300–310. DOI: [10.1111/j.1439-0418.2005.00970.x](https://doi.org/10.1111/j.1439-0418.2005.00970.x).
- Bouget C., Parmain G., Gilg O., Noblecourt T., Nusillard B., Paillet Y., Pernot C., Larrieu L., Gosselin F. (2014b). Does a set-aside conservation strategy help the restoration of old-growth forest attributes and recolonization by saproxylic beetles? *Animal Conservation* **17**(4):342–353. DOI: [10.1111/acv.12101](https://doi.org/10.1111/acv.12101).
- Bouget C., Pineau X., Duchemin L., Arnaboldi F. (2007). Des nouvelles de *mycetophagus ater* Reitter et *mycetophagus populi* F. en Île-de-France (Coleoptera Mycetophagidae). *L'Entomologiste* **63**(3):97–100. URL http://lentomologiste.fr/wp-content/uploads/2007-63/Auteursdutome63/63.bouget_et_al.pdf.
- Bourdier T., Cordonnier T., Kunstler G., Piedallu C., Lagarrigues G., Courbaud B. (2016). Tree size inequality reduces forest productivity: an analysis combining inventory data for ten european species and a light competition model. *PLoS ONE* **11**(3):e0151852. DOI: [10.1371/journal.pone.0151852](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0151852).
- Bouvet A., Paillet Y., Archaux F., Tillon L., Denis P., Gilg O., Gosselin F. (2016). Effects of forest structure, management and landscape on bird and bat communities. *Environmental Conservation* **43**(2):148–160. DOI: [10.1017/S0376892915000363](https://doi.org/10.1017/S0376892915000363).
- Brédif H., Bailly A. (2009). Les propriétaires et gestionnaires forestiers face aux enjeux de la biodiversité. *Forêt Wallonne* **102**:35–54. URL [https://www.foretwallonne.be/images/stories/pdf/folder/fw102_45-54\[biodiv\].pdf](https://www.foretwallonne.be/images/stories/pdf/folder/fw102_45-54[biodiv].pdf).
- Brédif H., Bailly A. (2011). Recherche des voies, conditions et moyens d'une prise en charge renforcée des enjeux de la biodiversité par les propriétaires et les gestionnaires forestiers. Rapport final, FCBA. URL http://docs.gip-ecofor.org/libre/BGF_RapportFinal_BredifBailly_2005.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Brin A., Meredieu C., Piou D., Brustel H., Jactel H. (2008). Changes in quantitative patterns of dead wood in maritime pine plantations over time. *Forest Ecology and Management* **256**(5):913–921. DOI: [10.1016/j.foreco.2008.05.042](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.05.042).
- Brin A., Valladares L., Ladet S., Bouget C. (2016). Effects of forest continuity on flying saproxylic beetle assemblages in small woodlots embedded in agricultural landscapes. *Biodiversity and Conservation* **25**(3):587–602. DOI: [10.1007/s10531-016-1076-z](https://doi.org/10.1007/s10531-016-1076-z).
- Brockerhoff E.G., Barbaro L., Castagneyrol B., Forrester D.I., Gardiner B., González-Olabarria J.R., Lyver P.O., Meurisse N., Oxbrough A., Taki H., Thompson I.D., van der Plas F., Jactel H. (2017). Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services. *Biodiversity and Conservation* **26**:3005–3035. DOI: [10.1007/s10531-017-1453-2](https://doi.org/10.1007/s10531-017-1453-2).

- Brouat C., Chevallier H., Meusnier S., Noblecourt T., Rasplus J.Y. (2004a). Specialization and habitat: spatial and environmental effects on abundance and genetic diversity of forest generalist and specialist *carabus* species. *Molecular Ecology* **13**(7):1815–1826. DOI: [10.1111/j.1365-294X.2004.02206.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2004.02206.x).
- Brouat C., Meusnier S., Rasplus J.Y. (2004b). Impact of forest management practices on carabids in European fir forests. *Forestry* **77**(2):85–97. DOI: [10.1093/forestry/77.2.85](https://doi.org/10.1093/forestry/77.2.85).
- Brouat C., Meusnier S., Veyrier R., Streiff R. (2006). Haldane's rule in *carabus*: interspecific mating between *carabus punctatoauratus* and *carabus splendens* using experimental tests and molecular markers. *Entomologia Experimentalis et Applicata* **120**(3):189–194. DOI: [10.1111/j.1570-7458.2006.00440.x](https://doi.org/10.1111/j.1570-7458.2006.00440.x).
- Brouat C., Mondor-Genson G., Audiot P., Sennedot F., Lesobre L., Rasplus J.Y. (2002). Isolation and characterization of microsatellite loci in the ground beetle *carabus nemoralis* (Coleoptera, Carabidae). *Molecular Ecology Notes* **2**(2):119–120. DOI: [10.1046/j.1471-8286.2002.00167.x](https://doi.org/10.1046/j.1471-8286.2002.00167.x).
- Brouat C., Rossi J.P. (2002). Les forêts du plateau de saut (aude): impact de la gestion forestière sur la diversité spécifique et génétique des carabes (Coleoptera, Carabidae). Rapport final, INRA, ENSA Montpellier, CIRAD et IRD. URL http://bgf.gip-ecofor.org/wp-content/uploads/2021/02/BGF1997_Rasplus_RapportFinal.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Brouat C., Sennedot F., Audiot P., Leblois R., Rasplus J.Y. (2003). Fine-scale genetic structure of two carabid species with contrasted levels of habitat specialization. *Molecular Ecology* **12**(7):1731–1745. DOI: [10.1046/j.1365-294X.2003.01861.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-294X.2003.01861.x).
- Buée M., Courty P.E., Le Tacon F., Garbaye J. (2006). Écosystèmes forestiers : diversité et fonction des champignons. *Biofutur* **25**(268):42–45. URL <https://biofutur.revuesonline.com/article.jsp?articleId=8418>.
- Buée M., Vairelles D., Garbaye J. (2005). Year-round monitoring of diversity and potential metabolic activity of the ectomycorrhizal community in a beech (*fagus silvatica*) forest subjected to two thinning regimes. *Mycorrhiza* **15**(4):235–245. DOI: [10.1007/s00572-004-0313-6](https://doi.org/10.1007/s00572-004-0313-6).
- Bussillet S., Larrue P., Poinot C., Boulnois R. (2008). Évaluation du programme Biodiversité et Gestion Forestière : rapport final. Technopolis France et Biotope, Paris.
- Caignard T., Kremer A., Bouteiller X., Parmentier J., Louvet J.M., Venner S., Delzon S. (2021). Counter-gradient variation of reproductive effort in a widely distributed temperate oak. *Functional Ecology* **35**(8):1745–1755. DOI: [10.1111/1365-2435.13830](https://doi.org/10.1111/1365-2435.13830).
- Caignard T., Kremer A., Firmat C., Nicolas M., Venner S., Delzon S. (2017). Increasing spring temperatures favor oak seed production in temperate areas. *Scientific Reports* **7**(1):1–8. DOI: [10.1038/s41598-017-09172-7](https://doi.org/10.1038/s41598-017-09172-7).
- Camaret S., Bernier N., Eynard-Machet R., Dobremez J.F. (2000). Distribution spatiale et évolution temporelle de la végétation et de sa diversité : relations avec l'hétérogénéité des structures des peuplements en pessière d'altitude. Rapport final, Université de Savoie, Museum national d'Histoire naturelle, Office national des forêts. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).

- Caner L., Boudin G., Juvy B., Brun J.J. (2001). Ouvertures forestières et diversité fonctionnelle des humus. L'exemple d'une sapinière des Alpes intermédiaires du sud : le bois de Tavanet (bassin de Gap-Chaudun, Hautes-Alpes). Cemagref, Grenoble. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Carnus J.M., Parrotta J., Brockerhoff E., Arbez M., Jactel H., Kremer A., Lamb D., O'Hara K., Walters B. (2003). Planted forests and biodiversity. Dans A. Buck, J. Parrotta, G. Wolfrum (éd.), *Contribution to the Third Session of the United Nations Forum on Forests in Geneva, Switzerland, 26 May-6 June 2003*. International Union of Forest Research Organizations, Vienna-Hadersdorf, Austria, n° 15 dans IUFRO Occasional Paper, p. 33–50. URL https://www.iufro.org/uploads/media/op15_01.pdf.
- Carnus J.M., Parrotta J., Brockerhoff E., Arbez M., Jactel H., Kremer A., Lamb D., O'Hara K., Walters B. (2006). Planted forests and biodiversity. *Journal of Forestry* **104**(2):65–77. DOI: [10.1093/jof/104.2.65](https://doi.org/10.1093/jof/104.2.65).
- Castagneyrol B., Angeli N., Barbaro L., Bonal D., Bernier F., Castro A., Corcket E., Damestoy T., Garnier B., Hossann C., Issenhuth B., Jactel H., Meredieu C., Morin X., Pastuszka P., Toïgo M. (2018a). BioPICC – Biodiversité et productivité des forêts : effets des interactions biotiques sous contrainte climatique. Rapport final, INRA, UMR BIOGECO. URL http://bgf.gip-ecofor.org/wp-content/uploads/2020/08/BGF_BIOPICC_RapportFinal_20180628.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Castagneyrol B., Bonal D., Damien M., Jactel H., Meredieu C., Muiruri E.W., Barbaro L. (2017). Bottom-up and top-down effects of tree species diversity on leaf insect herbivory. *Ecology and Evolution* **7**(10):3520–3531. DOI: [10.1002/ece3.2950](https://doi.org/10.1002/ece3.2950).
- Castagneyrol B., Jactel H., Moreira X. (2018b). Anti-herbivore defences and insect herbivory: Interactive effects of drought and tree neighbours. *Journal of Ecology* **106**(5):2043–2057. DOI: [10.1111/1365-2745.12956](https://doi.org/10.1111/1365-2745.12956).
- Castagneyrol B., Moreira X., Jactel H. (2018c). Drought and plant neighbourhood interactively determine herbivore consumption and performance. *Scientific reports* **8**(1):1–11. DOI: [10.1038/s41598-018-24299-x](https://doi.org/10.1038/s41598-018-24299-x).
- Castagneyrol B., Régolini M., Jactel H. (2014). Tree species composition rather than diversity triggers associational resistance to the pine processionary moth. *Basic and Applied Ecology* **15**(6):516–523. DOI: [10.1016/j.baae.2014.06.008](https://doi.org/10.1016/j.baae.2014.06.008).
- Chauvet r. (2003). Gestion forestière : implications dans le fonctionnement et la biodiversité des écosystèmes lotiques associés. Rapport final, CNRS, CESAC. URL http://docs.gip-ecofor.org/libre/BGF_RapportFinal_Chauvet_2000.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Cherrington E.A. (2015). BRDF-corrected vegetation indices confirm seasonal pattern in greening of French Guiana's forests. *Revue Française de Photogrammétrie et de Télédétection* **1**(211-212):3–9. DOI: [10.52638/rfpt.2015.536](https://doi.org/10.52638/rfpt.2015.536).
- Cherrington E.A., Barbier N., Ploton P., Vincent G., Sabatier D., Berger U., Pélissier R. (2016). Equatorial forests display distinct trends in phenological variation: a time-series analysis of vegetation index data from three continents. *IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing* **9**(8):3505–3511. DOI: [10.1109/JSTARS.2016.2566670](https://doi.org/10.1109/JSTARS.2016.2566670).

- Chevalier R., Alignier A., Andrieu É., Archaux F. (2015). Effet de l'exposition sur la richesse et la composition floristique des lisières forestières dans le Gâtinais oriental (Loiret). *Revue Forestière Française* **67**(5):387–405. DOI: [10.4267/2042/59954](https://doi.org/10.4267/2042/59954).
- Chevalier R., Berthelot A., Carnnot-Milard L., Duprez M., Galland M., Gaudin S., Perrier C. (2009). La flore des forêts anciennes. Validité et utilité pour la conservation des forêts alluviales de Champagne. *Symbioses* (24):4–12. URL <http://samnel.museum.pagesperso-orange.fr/Symbioses.htm#symbioses24>.
- Chevalier R., Berthelot A., Gaudin S. (2010). Biodiversité floristique des peupleraies dans les vallées de Champagne: comparaison avec les prairies et les forêts suivant une approche de la patrimonialité et de la banalité. *Bulletin de la Société d'Étude des Sciences Naturelles de Reims* **24**:19–34. URL <https://www.researchgate.net/publication/270338296>.
- Clauset A., Newman M.E.J., Moore C. (2004). Finding community structure in very large networks. *Physical review E* **70**(6):066111. DOI: [10.1103/PhysRevE.70.066111](https://doi.org/10.1103/PhysRevE.70.066111).
- Colin-Belgrand M., Dambrine E., Bienaimé S., Nys C., Turpault M.P. (2003). Influence of tree roots on nitrogen mineralization. *Scandinavian Journal of Forest Research* **18**(3):260–268. DOI: [10.1080/02827581.2003.9728296](https://doi.org/10.1080/02827581.2003.9728296).
- Connell J.H. (1978). Diversity in tropical rain forests and coral reefs: High diversity of trees and corals is maintained only in a nonequilibrium state. *Science* **199**(4335):1302–1310. DOI: [10.1126/science.199.4335.1302](https://doi.org/10.1126/science.199.4335.1302).
- Corcket E., Alard D., van Halder I., Jactel H., Garrido Diaz B., Reuzeau E., Castagneyrol B. (2020). Canopy composition and drought shape understorey plant assemblages in a young tree diversity experiment. *Journal of Vegetation Science* **31**(5):803–816. DOI: [10.1111/jvs.12903](https://doi.org/10.1111/jvs.12903).
- Cordonnier T., Bourdier T., Kunstler G., Piedallu C., Courbaud B. (2018). Covariation between tree size and shade tolerance modulates mixed-forest productivity. *Annals of Forest Science* **75**(4):1–15. DOI: [10.1007/s13595-018-0779-6](https://doi.org/10.1007/s13595-018-0779-6).
- Cordonnier T., Kunstler G. (2015). The Gini index brings asymmetric competition to light. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* **17**(2):107–115. DOI: [10.1016/j.ppees.2015.01.001](https://doi.org/10.1016/j.ppees.2015.01.001).
- Cordonnier T., Smadi C., Kunstler G., Courbaud B. (2019). Asymmetric competition, ontogenetic growth and size inequality drive the difference in productivity between two-strata and one-stratum forest stands. *Theoretical Population Biology* **130**:83–93. DOI: [10.1016/j.tpb.2019.07.001](https://doi.org/10.1016/j.tpb.2019.07.001).
- Courbaud B. (2013). GEFORHET – Produire plus tout en préservant mieux la biodiversité : quelle gestion multifonctionnelle des peuplements forestiers hétérogènes ? Rapport final, IRS-TEA. URL http://docs.gip-ecofor.org/public/bgf/BGF_GeForHet_RapportFinal_20141020.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Courbaud B., Lafond V., Lagarrigues G., Vieilledent G., Cordonnier T., Jabot F., De Coligny F. (2015). Applying ecological model evaluation: Lessons learned with the forest dynamics model Samsara2. *Ecological Modelling* **314**:1–14. DOI: [10.1016/j.ecolmodel.2015.06.039](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2015.06.039).
- Courty P.E., Pouysegur R., Buee M., Garbaye J. (2006). Laccase and phosphatase activities of the dominant ectomycorrhizal types in a lowland oak forest. *Soil Biology and Biochemistry* **38**(6):1219–1222. DOI: [10.1016/j.soilbio.2005.10.005](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.10.005).

- Dambrine É., Dupouey J.L., Laüt L., Humbert L., Thion M., Beauvils T., Richard H. (2007). Present forest biodiversity patterns in France related to former Roman agriculture. *Ecology* **88**(6):1430–1439. DOI: [10.1890/05-1314](https://doi.org/10.1890/05-1314).
- Dambrine t. (2001). Incidence des pratiques agricoles passées sur la biodiversité spécifique en milieu forestier dans l'Est de la France. Rapport final, INRA, Nancy. URL http://bgf.gip-ecofor.org/wp-content/uploads/1997/01/BGF1997_Dambrine-Dupouey_RapportFinal.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Díaz S., Kattge J., Cornelissen J.H.C., Wright I.J., Lavorel S., Dray S., Reu B., Kleyer M., Wirth C., Colin Prentice I., Garnier E., Bönisch G., Westoby M., Poorter H., Reich P.B., Moles A.T., Dickie J., Gillison A.N., Zanne A.E., Chave J., Joseph Wright S., Sheremet'ev S.N., Jactel H., Baraloto C., Cerabolini B., Pierce S., Shipley B., Kirkup D., Casanoves F., Joswig J.S., Günther A., Falczuk V., Rüger N., Mahecha M.D., Gorné L.D. (2016). The global spectrum of plant form and function. *Nature* **529**(7585):167–171. DOI: [10.1038/nature16489](https://doi.org/10.1038/nature16489).
- de Morogues F. (2018). AMII – Articuler motivations, incitations et institutions pour mieux mobiliser les propriétaires forestiers privés en faveur de la protection de la biodiversité. Rapport final, FCBA. URL http://bgf.gip-ecofor.org/wp-content/uploads/2020/08/BGF_AMII_RapportFinal_201810.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Decocq G., Aubert M., Dupont F., Alard D., Saguez R., Wattez-Franger A., de Foucault B., Delelis-Dusollier A., Bardat J. (2004a). Plant diversity in a managed temperate deciduous forest: understorey response to two silvicultural systems. *Journal of Applied Ecology* **41**(6):1065–1079. DOI: [10.1111/j.0021-8901.2004.00960.x](https://doi.org/10.1111/j.0021-8901.2004.00960.x).
- Decocq G., Aubert M., Dupont F., Bardat J., Wattez-Franger A., Saguez R., De Foucault B., Alard D., Delelis-Dusollier A. (2005). Silviculture-driven vegetation change in a European temperate deciduous forest. *Annals of Forest Science* **62**(4):313–323. DOI: [10.1051/forest:2005026](https://doi.org/10.1051/forest:2005026).
- Decocq G., Dupouey J.L., Bergès L. (2021). Dynamiques forestières à l'ère anthropocène : mise au point sémantique et proposition de définitions écologiques. *Revue Forestière Française* **73**(1):21–52. DOI: [10.20870/revforfr.2021.4993](https://doi.org/10.20870/revforfr.2021.4993).
- Decocq G., Valentin B., Toussaint B., Hendoux F., Saguez R., Bardat J. (2004b). Soil seed bank composition and diversity in a managed temperate deciduous forest. *Biodiversity & Conservation* **13**(13):2485–2509. DOI: [10.1023/B:BIOC.0000048454.08438.c6](https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000048454.08438.c6).
- Deconchat M., Ouin A., Andrieu m. (2014). BILISSE – Comment la biodiversité des lisières renforce des services écologiques ? Rapport final, INRA, UMR DYNAFOR. URL http://docs.gip-ecofor.org/public/bgf/BGF_BILISSE_RapportFinal.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Didier B. (2007). Portrait d'entomologiste : Christophe Bouget : « J'ai été entomologiste avant d'être chercheur ». *Insectes* **145**(2):33–35. URL <http://www7.inra.fr/opie-insectes/pdf/i145didier1.pdf>.
- Dreyfus P. (2001). Gestion d'une évolution forestière majeure de l'arrière-pays méditerranéen : la maturation sylvigénétique des pinèdes pionnières du Mont Ventoux. Rapport final, ONF, INRA, UMR IMEP, Avignon. URL http://bgf.gip-ecofor.org/wp-content/uploads/1997/01/BGF1997_Dreyfus_RapportFinal.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).

- Dreyfus P. (2003). Peuplements forestiers artificiels en région méditerranéenne : vers une re-naturalisation. *Forêt Méditerranéenne* **24**(1):45–52. URL http://www.foret-mediterraneenne.org/upload/biblio/FORET_MED_2003_1_45-52.pdf.
- Dupouey J.L., Bergès L. (2010). CORYLUS – Influence de la composition et de la structure des masses forestières sur la biodiversité. Rapport final, INRA, UMR EEF et Cemagref. URL http://docs.gip-ecofor.org/libre/BGF_RapportFinal_DupoueyBerges_2005.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Dupouey J.L., Dambrine E., Laffite J.D., Moares C. (2002a). Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity. *Ecology* **83**(11):2978–2984. DOI: [10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2978:IIOPLU\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2978:IIOPLU]2.0.CO;2).
- Dupouey J.L., Dambrine t. (2004). Variations de la biodiversité forestière résultant des pratiques agricoles passées : importance spatiale et mécanismes de maintien. Rapport final, INRA, Nancy. URL http://docs.gip-ecofor.org/public/bgf/BGF2001_RappFinal_Dupouey-Dambrine.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Dupouey J.L., Sciama D., Dambrine É., Rameau J.C., Koerner W. (2002b). La végétation des forêts anciennes. *Revue Forestière Française* **54**(6):521–532. DOI: [10.4267/2042/4940](https://doi.org/10.4267/2042/4940).
- Engel J., Sabatier D. (2018). *Vantanea maculicarpa* (Humiriaceae): a new tree species from French Guiana. *Phytotaxa* **338**(1):130–134. DOI: [10.11646/phytotaxa.338.1.12](https://doi.org/10.11646/phytotaxa.338.1.12).
- Field E., Castagneyrol B., Gibbs M., Jactel H., Barsoum N., Schönrogge K., Hector A. (2020). Associational resistance to both insect and pathogen damage in mixed forests is modulated by tree neighbour identity and drought. *Journal of Ecology* **108**(4):1511–1522. DOI: [10.1111/1365-2745.13397](https://doi.org/10.1111/1365-2745.13397).
- Frey P., Pinon J. (2003). Influence des peupleraies sauvages et cultivées et de la présence de mélèzes sur la structuration génétique des populations de *Melampsora larici-populina*, agent de la rouille foliaire. Rapport final, INRA, Champenoux. URL http://docs.gip-ecofor.org/libre/BGF_RapportFinal_Frey_2000.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Gamelon M., Focardi S., Baubet E., Brandt S., Franzetti B., Ronchi F., Venner S., Sæther B.E., Gaillard J.M. (2017). Reproductive allocation in pulsed-resource environments: a comparative study in two populations of wild boar. *Oecologia* **183**(4):1065–1076. DOI: [10.1007/s00442-017-3821-8](https://doi.org/10.1007/s00442-017-3821-8).
- Garnier S., Brouat C., Mondor-Genson G., Prieur B., Sennedot F., Rasplus J.Y. (2002). Microsatellite DNA markers for two endemic ground beetles: *Carabus punctatoauratus* and *c. solieri*. *Molecular Ecology Notes* **2**(4):572–574. DOI: [10.1046/j.1471-8286.2002.00330.x](https://doi.org/10.1046/j.1471-8286.2002.00330.x).
- Gaublomme E., Dhuyvetter H., Verdyck P., Mondor-Genson G., Rasplus J.Y., Desender K. (2003). Isolation and characterization of microsatellite loci in the ground beetle *carabus problematicus* (Coleoptera, Carabidae). *Molecular Ecology Notes* **3**(3):341–343. DOI: [10.1046/j.1471-8286.2003.00441.x](https://doi.org/10.1046/j.1471-8286.2003.00441.x).
- Gérard P.R., Husson C., Pinon J., Frey P. (2006). Comparison of genetic and virulence diversity of *melampsora larici-populina* populations on wild and cultivated poplar and influence of the alternate host. *Phytopathology* **96**(9):1027–1036. DOI: [10.1094/PHYTO-96-1027](https://doi.org/10.1094/PHYTO-96-1027).
- Gosselin F. (2012). Improving approaches to the analysis of functional and taxonomic biotic homogenization: beyond mean specialization. *Journal of Ecology* **100**(6):1289–1295. DOI: [10.1111/1365-2745.12002](https://doi.org/10.1111/1365-2745.12002).

- Gosselin F., Abgrall J.F., Bergès L., Chevalier R., Dumas Y., Roussel M., Moliard C., Bouget C. (2004). Évaluation de la biodiversité forestière en Brie : influence du type de peuplement. Rapport final, Cemagref, Nogent-sur-Vernisson. URL http://docs.gip-ecofor.org/libre/BGF_RapportFinal_Gosselin_1997.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Gosselin F., Bergès L. (2004). Réponse de la biodiversité aux chablis en Brie : interaction avec le type d'exploitation et la taille des trouées. Rapport final, Cemagref, Nogent-sur-Vernisson. URL http://bgf.gip-ecofor.org/wp-content/uploads/2021/04/BGF2001_Gosselin_RapportFinal-compressed.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Gosselin F., Gosselin M. (2021). Mode de traitement des forêts, coupes de régénération et biodiversité : pas si intuitif qu'il n'y paraît ! *H&B : la revue d'humanité et biodiversité* **6**:88–95. URL <https://hal.inrae.fr/hal-03267934>.
- Gosselin F., Paillet Y., Gosselin M., Durrieu S., Larrieu L., Marrell A., Lucie X., Boulanger V., Debaive N., Archaux F., Bouget C., Gilg O., Rocquencourt A., Drapier N., Dauffy-Richard E. (2014). GNB – Gestion, naturalité et biodiversité : développements méthodologiques et étude de la biodiversité des forêts exploitées et non-exploitées. Rapport final, IRSTEA. URL http://docs.gip-ecofor.org/public/bgf/BGF_GNB_RapportFinal.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Gosselin F., Paillet Y., Gosselin M., Durrieu S., Larrieu L., Mârell A., Boulanger V., Debaive N., Archaux F., Bouget C., Gilg O., Rocquencourt A., Drapier N., Dauffy-Richard E. (2018). Gestion, Naturalité et Biodiversité : présentation générale du projet de recherche et de son approche. *Rendez-vous techniques de l'ONF* **56**:20–32. URL <https://www.onf.fr/+13b::rendez-vous-techniques-de-lonf-no-56.html>.
- Gosselin M., Laroussinie O. (éd.) (2004). *Biodiversité et gestion forestière : connaître pour préserver. Synthèse bibliographique*. n° 20 dans Études du Cemagref, série gestion des territoires. Cemagref éditions, Paris, 320 p.. URL <https://hal.inrae.fr/hal-02583002>.
- Gosselin M., Paillet Y. (2010). *Mieux intégrer la biodiversité dans la gestion forestière*. Guide pratique. Éditions Quae, Versailles, France, 156 p.. URL <https://www.quae.com/produit/1441/9782759226726>.
- Grossman J.J., Vanhellemont M., Barsoum N., Bauhus J., Bruelheide H., Castagneyrol B., Cavender-Bares J., Eisenhauer N., Ferlian O., Gravel D., Hector A., Jactel H., Kreft H., Mereu S., Messier C., Muys B., Nock C., Paquette A., Parker J., Perring M.P., Ponette Q., Reich P.B., Schuldt A., Staab M., Weih M., Zemp D.C., Scherer-Lorenzen M., Verheyen K. (2018). Synthesis and future research directions linking tree diversity to growth, survival, and damage in a global network of tree diversity experiments. *Environmental and Experimental Botany* **152**:68–89. DOI : [10.1016/j.envexpbot.2017.12.015](https://doi.org/10.1016/j.envexpbot.2017.12.015).
- Guitet S., Sabatier D., Brunaux O., Couteron P., Denis T., Freycon V., Gonzalez S., Herault B., Jaouen G., Molino J.F., Péliissier R., Richard-Hansen C., Vincent G. (2018). Disturbance regimes drive the diversity of regional floristic pools across Guianan rainforest landscapes. *Scientific Reports* **8**(1):3872. DOI : [10.1038/s41598-018-22209-9](https://doi.org/10.1038/s41598-018-22209-9).
- Guitet S., Sabatier D., Brunaux O., Héroult B., Aubry-Kientz M., Molino J.F., Baraloto C. (2014). Estimating tropical tree diversity indices from forestry surveys: A method to integrate taxonomic uncertainty. *Forest Ecology and Management* **328**:270–281. DOI : [10.1016/j.foreco.2014.05.045](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.05.045).

- Halley des Fontaines S. (2008). Grenelle de l'environnement et Assises de la forêt. Plan d'actions pour la forêt. *Revue Forestière Française* **60**:7–12. DOI : [10.4267/2042/17237](https://doi.org/10.4267/2042/17237).
- Henneron L., Aubert M., Archaux F., Bureau F., Dumas Y., Ningre F., Richter C., Balandier P., Chauvat M. (2017a). Forest plant community as a driver of soil biodiversity: experimental evidence from collembolan assemblages through large-scale and long-term removal of oak canopy trees *quercus petraea*. *Oikos* **126**(3):420–434. DOI : [10.1111/oik.03677](https://doi.org/10.1111/oik.03677).
- Henneron L., Aubert M., Bureau F., Dumas Y., Ningre F., Perret S., Richter C., Balandier P., Chauvat M. (2015). Forest management adaptation to climate change: a Cornelian dilemma between drought resistance and soil macro-detritivore functional diversity. *Journal of Applied Ecology* **52**(4):913–927. DOI : [10.1111/1365-2664.12440](https://doi.org/10.1111/1365-2664.12440).
- Henneron L., Chauvat M., Archaux F., Akpa-Vinceslas M., Bureau F., Dumas Y., Mignot L., Ningre F., Perret S., Richter C., Balandier P., Aubert M. (2017b). Plant interactions as biotic drivers of plasticity in leaf litter traits and decomposability of *quercus petraea*. *Ecological Monographs* **87**(2):321–340. DOI : [10.1002/ecm.1252](https://doi.org/10.1002/ecm.1252).
- Humbert L. (2002). *Relation entre l'utilisation du sol à l'époque gallo-romaine et la biodiversité actuelle en forêt de Tronçais*. rapport de stage, maîtrise de biologie des populations et des écosystèmes, Université de Nancy I, Nancy.
- Jactel H. (2003). *Sylviculture, aménagement et santé des forêts : le cas exemplaire de Dioryctria sylvestrella, insecte ravageur des plantations de pin maritime*. Mémoire d'habilitation à diriger des recherches, Université d'Orléans, Orléans.
- Jactel H. (2009). Diversité fonctionnelle des arbres et réponse de l'écosystème forestier aux changements climatiques. Rapport final, INRA, UMR BIOGECO. URL http://docs.gip-ecofor.org/libre/BGF_RapportFinal_Jactel_2005.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Jactel H., Barbaro L. (2004). ISLANDES – évaluation de la méthode des îlots feuillus pour restaurer la biodiversité de l'écosystème simplifié de pin maritime des Landes de Gascogne et améliorer sa résistance aux insectes ravageurs et champignons pathogènes. Rapport final, INRA, Bordeaux. URL http://docs.gip-ecofor.org/libre/BGF_RapportFinal_Jactel_2000.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Jactel H., Bauhus J., Boberg J., Bonal D., Castagneyrol B., Gardiner B., Gonzalez-Olabarria J.R., Koricheva J., Meurisse N., Brockerhoff E.G. (2017). Tree diversity drives forest stand resistance to natural disturbances. *Current Forestry Reports* **3**(3):223–243. DOI : [10.1007/s40725-017-0064-1](https://doi.org/10.1007/s40725-017-0064-1).
- Jactel H., Brockerhoff E., Duelli P. (2005). A test of the biodiversity-stability theory: meta-analysis of tree species diversity effects on insect pest infestations, and re-examination of responsible factors. Dans M. Scherer-Lorenzen, C. Körner, E.D. Schulze (éd.), *Forest diversity and function*. Springer, Berlin, Heidelberg, n° 176 dans Ecological Studies (Analysis and Synthesis), p. 235–262. DOI : [10.1007/3-540-26599-6_12](https://doi.org/10.1007/3-540-26599-6_12).
- Jactel H., Brockerhoff E.G. (2007). Tree diversity reduces herbivory by forest insects. *Ecology Letters* **10**(9):835–848. DOI : [10.1111/j.1461-0248.2007.01073.x](https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01073.x).
- Jactel H., Goulard M., Menassieu P., Goujon G. (2002). Habitat diversity in forest plantations reduces infestations of the pine stem borer *dioryctria sylvestrella*. *Journal of Applied Ecology* **39**(4):618–628. DOI : [10.1046/j.1365-2664.2002.00742.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00742.x).

- Jactel H., Lung B., Goulard M. (1998). Rôle fonctionnel de la biodiversité dans la résistance d'un écosystème forestier aux insectes ravageurs et champignons pathogènes. Rapport final, INRA, Bordeaux. URL http://bgf.gip-ecofor.org/wp-content/uploads/2021/02/BGF1997_Jactel_Rapport1998.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Jactel H., Menassieu P., Vétillard F., Barthélémy B., Piou D., Frérot B., Rousselet J., Goussard F., Branco M., Battisti A. (2006). Population monitoring of the pine processionary moth (Lepidoptera: Thaumetopoeidae) with pheromone-baited traps. *Forest Ecology and Management* **235**(1-3):96–106. DOI: [10.1016/j.foreco.2006.08.002](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.08.002).
- Jaffrain J., Gérard F., Meyer M., Ranger J. (2007). Assessing the quality of dissolved organic matter in forest soils using ultraviolet absorption spectrophotometry. *Soil Science Society of America Journal* **71**(6):1851–1858. DOI: [10.2136/sssaj2006.0202](https://doi.org/10.2136/sssaj2006.0202).
- Jalut G. (2000). Dynamique des écosystèmes forestiers de montagne : comparaison des forêts exploitées et semi-naturelles. Rapport final, CNRS, Laboratoire d'Écologie Terrestre UMR 5552, Toulouse. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Jensen F., Abildtrup J., Stenger A., Jacobsen J.B. (2016). Optimal rotation periods: an application of contract theory to forest regulation. Dans *18th International BIOECON Conference: Instruments and Incentive Mechanisms for Biodiversity Conservation and Ecosystem Service Provision*. Cambridge, UK, 14-16 September 2016. p. 35. URL http://www.bioecon-network.org/pages/18th_2016/Abildtrup.pdf.
- Jourdan M., Kunstler G., Morin X. (2020). How neighbourhood interactions control the temporal stability and resilience to drought of trees in mountain forests. *Journal of Ecology* **108**(2):666–677. DOI: [10.1111/1365-2745.13294](https://doi.org/10.1111/1365-2745.13294).
- Jourdan M., Lebourgeois F., Morin X. (2019). The effect of tree diversity on the resistance and recovery of forest stands in the French Alps may depend on species differences in hydraulic features. *Forest Ecology and Management* **450**:117486. DOI: [10.1016/j.foreco.2019.117486](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117486).
- Jourdan M., Piedallu C., Baudry J., Defossez E., Morin X. (2021). Tree diversity and the temporal stability of mountain forest productivity: testing the effect of species composition, through asynchrony and overyielding. *European Journal of Forest Research* **140**(2):273–286. DOI: [10.1007/s10342-020-01329-w](https://doi.org/10.1007/s10342-020-01329-w).
- Jussy J.H., Colin-Belgrand M., Dambrine E., Ranger J., Zeller B., Bienaime S. (2004). N deposition, N transformation and N leaching in acid forest soils. *Biogeochemistry* **69**(2):241–262. DOI: [10.1023/B:BIOG.0000031050.13663.82](https://doi.org/10.1023/B:BIOG.0000031050.13663.82).
- Jussy J.H., Koerner W., Dambrine É., Dupouey J.L., Benoît M. (2002). Influence of former agricultural land use on net nitrate production in forest soils. *European Journal of Soil Science* **53**(3):367–374. DOI: [10.1046/j.1365-2389.2002.00468.x](https://doi.org/10.1046/j.1365-2389.2002.00468.x).
- Jussy J.H., Koerner W., Moares C., Dambrine E., Dupouey J.L., Zeller B., Benoit M. (2001). Past soil use effect on the nitrogen cycle in Vosgian forests (France). *Étude et Gestion des Sols* **8**(2):91–102. URL https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2017/10/EGS_8_2_jussy.pdf.
- Kelly D., Sork V.L. (2002). Mast seeding in perennial plants: why, how, where? *Annual Review of Ecology and Systematics* **33**(1):427–447. DOI: [10.1146/annurev.ecolsys.33.020602.095433](https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.020602.095433).
- Koerner W., Dupouey J.L., Dambrine E., Benoît M. (1997). Influence of past land use on the vegetation and soils of present day forest in the Vosges mountains, France. *Journal of Ecology* **85**(3):351–358. DOI: [10.2307/2960507](https://doi.org/10.2307/2960507).

- Kubartová A., Moukoudi J., Béguiristain T., Ranger J., Berthelin J. (2007). Microbial diversity during cellulose decomposition in different forest stands: I. Microbial communities and environmental conditions. *Microbial Ecology* **54**(3):393–405. DOI: [10.1007/s00248-007-9286-2](https://doi.org/10.1007/s00248-007-9286-2).
- Kulhánková A., Béguiristain T., Moukoudi J., Berthelin J., Ranger J. (2006). Spatial and temporal diversity of wood decomposer communities in different forest stands, determined by ITS rDNA targeted TGGE. *Annals of Forest Science* **63**(5):547–556. DOI: [10.1051/forest:2006037](https://doi.org/10.1051/forest:2006037).
- Lafond V., Cordonnier T., Courbaud B. (2015). Reconciling biodiversity conservation and timber production in mixed uneven-aged mountain forests: identification of ecological intensification pathways. *Environmental Management* **56**(5):1118–1133. DOI: [10.1007/s00267-015-0557-2](https://doi.org/10.1007/s00267-015-0557-2).
- Lafond V., Cordonnier T., De Coligny F., Courbaud B. (2012). Reconstructing harvesting diameter distribution from aggregate data. *Annals of Forest Science* **69**(2):235–243. DOI: [10.1007/s13595-011-0155-2](https://doi.org/10.1007/s13595-011-0155-2).
- Lafond V., Cordonnier T., Mao Z., Courbaud B. (2017). Trade-offs and synergies between ecosystem services in uneven-aged mountain forests: evidences using Pareto fronts. *European Journal of Forest Research* **136**(5):997–1012. DOI: [10.1007/s10342-016-1022-3](https://doi.org/10.1007/s10342-016-1022-3).
- Lafond V., Lagarrigues G., Cordonnier T., Courbaud B. (2014). Uneven-aged management options to promote forest resilience for climate change adaptation: effects of group selection and harvesting intensity. *Annals of Forest Science* **71**(2):173–186. DOI: [10.1007/s13595-013-0291-y](https://doi.org/10.1007/s13595-013-0291-y).
- Lagarrigues G., Jabot F., Lafond V., Courbaud B. (2015). Approximate Bayesian computation to recalibrate individual-based models with population data: Illustration with a forest simulation model. *Ecological Modelling* **306**:278–286. DOI: [10.1016/j.ecolmodel.2014.09.023](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.09.023).
- Laitung B., Chauvet E. (2005). Vegetation diversity increases species richness of leaf-decaying fungal communities in woodland streams. *Archiv für Hydrobiologie* **164**(2):217–236. DOI: [10.1127/0003-9136/2005/0164-0217](https://doi.org/10.1127/0003-9136/2005/0164-0217).
- Laitung B., Chauvet E., Feau N., Fève K., Chikhi L., Gardes M. (2004). Genetic diversity in *tetrachaetum elegans*, a mitosporic aquatic fungus. *Molecular Ecology* **13**(6):1679–1692. DOI: [10.1111/j.1365-294X.2004.02135.x](https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2004.02135.x).
- Lalechère E., Jabot F., Archaux F., Deffuant G. (2017). Non-equilibrium plant metapopulation dynamics challenge the concept of ancient/recent forest species. *Ecological Modelling* **366**:48–57. DOI: [10.1016/j.ecolmodel.2017.10.008](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.10.008).
- Larrieu L., Gonin P. (2008). L'indice de biodiversité potentielle (IBP): une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. *Revue forestière française* **60**(6):727–748. DOI: [10.4267/2042/28373](https://doi.org/10.4267/2042/28373).
- Larrieu L., Gosselin F., Archaux F., Chevalier R., Corriol G., Dauffy-Richard E., Deconchat M., Gosselin M., Ladet S., Savoie J.M., Tillon L., Bouget C. (2018). Cost-efficiency of cross-taxon surrogates in temperate forests. *Ecological Indicators* **87**:56–65. DOI: [10.1016/j.ecolind.2017.12.044](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.12.044).
- Laurent L., Mårell A., Balandier P., Holveck H., Saïd S. (2017). Understory vegetation dynamics and tree regeneration as affected by deer herbivory in temperate hardwood forests. *iForest-Biogeosciences and Forestry* **10**(5):837. DOI: [10.3832/ifor2186-010](https://doi.org/10.3832/ifor2186-010).
- Lecerf A. (2014). SYLECOL – Impact de la sylviculture sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes lotiques. Rapport final, Université de Toulouse 3, UMR EcoLab. URL <http://>

- docs.gip-ecofor.org/public/bgf/BGF_SYLECOL_RapportFinal_20140709.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Lecerf A., Dobson M., Dang C.K., Chauvet E. (2005). Riparian plant species loss alters trophic dynamics in detritus-based stream ecosystems. *Oecologia* **146**(3):432–442. DOI: [10.1007/s00442-005-0212-3](https://doi.org/10.1007/s00442-005-0212-3).
- Lefebvre M., Stenger A. (2016). Long-lasting effects of temporary incentives in public good games. Documents de travail du BETA 2016-25, Bureau d’Economie Théorique et Appliquée, Université de Strasbourg, Strasbourg. URL <http://beta.u-strasbg.fr/WP/2016/2016-25.pdf>.
- Lejon D.P.H., Chaussod R., Ranger J., Ranjard L. (2005). Microbial community structure and density under different tree species in an acid forest soil (Morvan, France). *Microbial Ecology* **50**(4):614–625. DOI: [10.1007/s00248-005-5130-8](https://doi.org/10.1007/s00248-005-5130-8).
- Levrel G., Ranger J. (2006). Effet des substitutions d’essences forestières et des amendements sur les propriétés physiques d’un Alocrisol. site expérimental de la forêt de Breuil-Chenue, Morvan, France. *Étude et Gestion des Sols* **13**(2):71–88. URL https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2017/10/EGS_13_2_levrel.pdf.
- Lumaret R., Tryphon-Dionnet M., Michaud H., Sanuy A., Ipotesi E., Born C., Mir C. (2005). Phylogeographical variation of chloroplast DNA in cork oak (*quercus suber*). *Annals of Botany* **96**(5):853–861. DOI: [10.1093/aob/mci237](https://doi.org/10.1093/aob/mci237).
- MAP (1993). Définition d’une politique nationale de prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière. Circulaire du 28 janvier 1993, Ministère de l’agriculture et de la pêche, Direction de l’espace rural et de la forêt (DERF), Paris.
- Marchal L., Paillet Y., Guilbert E. (2013). Habitat characteristics of Aradidae (Insecta: Heteroptera) in two French deciduous forests. *Journal of Insect Conservation* **17**(2):269–278. DOI: [10.1007/s10841-012-9506-z](https://doi.org/10.1007/s10841-012-9506-z).
- Massu N., Landmann G. (éd.) (2011). *Connaissance des impacts du changement climatique sur la biodiversité en france métropolitaine : synthèse de la bibliographie*. GIP Ecofor et Ministère de l’écologie, du développement durable, des transports et du logement, Paris, 181 p.. URL http://docs.gip-ecofor.org/libre/CCBio_SyntheseFinale_112011.pdf.
- Millier C., Barre V., Landeau S. (éd.) (2004). *Programme de recherche Biodiversité et gestion forestière : résultats scientifiques et actions de transfert*. GIP ECOFOR, Ministère de l’agriculture, de l’alimentation, de la pêche et des affaires rurales, et Ministère de l’écologie et du développement durable, Paris, 162 p.. URL http://docs.gip-ecofor.org/libre/BGF_Publi_LandeauMillier_2004.pdf.
- Moares Domínguez C., Sciamia D., Dambrine E., Dupouey J.L., Gégout J.C., Brechet C. (2001). Évolution des stocks de carbone et de la disponibilité de l’azote lors de la dynamique de recolonisation des prairies abandonnées du Jura. *Étude et Gestion des Sols* **8**(2):119–134. URL https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2017/10/EGS_8_2_moares.pdf.
- Morin X. (2018). DISTIMACC – Diversité, stabilité et fonctionnement des écosystèmes forestiers : quelle ingénierie et quels mélanges pour l’adaptation au changement climatique, de la Provence aux Alpes du Nord. Rapport final, CNRS, UMR CEFE. URL http://bgf.gip-ecofor.org/wp-content/uploads/2020/08/BGF_Distimacc_RapportFinal_201810.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).

- Morin X., Damestoy T., Toigo M., Castagneyrol B., Jactel H., de Coligny F., Meredieu C. (2020). Using forest gap models and experimental data to explore long-term effects of tree diversity on the productivity of mixed planted forests. *Annals of Forest Science* **77**(2):1–19. DOI: [10.1007/s13595-020-00954-0](https://doi.org/10.1007/s13595-020-00954-0).
- Morin X., Fahse L., Jactel H., Scherer-Lorenzen M., García-Valdés R., Bugmann H. (2018). Long-term response of forest productivity to climate change is mostly driven by change in tree species composition. *Scientific Reports* **8**(1):1–12. DOI: [10.1038/s41598-018-23763-y](https://doi.org/10.1038/s41598-018-23763-y).
- Moukoudi J. (2006). *Effet des essences forestières sur la biodégradation des matières organiques : impact sur la dynamique et le cycle du carbone, de l'azote et des éléments minéraux*. thèse de doctorat, Université Henri Poincaré–Nancy 1, Nancy. URL <https://hal.inrae.fr/tel-02816347>.
- MTES, CNPF (2020). Label bas carbone. Méthode reconstitution de peuplements forestiers dégradés. Version 2 du 27/07/2020. Ministère de la transition écologique et solidaire et Centre national de la propriété forestière, Paris. URL https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/2019-10/Methode_reconstitution_de_forêts_dégradées.pdf.
- Nivet C., Aubert M., Chauvat M. (2018). Gestion durable et biodiversité des sols forestiers. Synthèse BGF 4, GIP ECOFOR, Paris. URL http://docs.gip-ecofor.org/public/bgf/BGF_Synthese4_Sols.pdf.
- Nivet C., Bonhême I., Peyron J.L. (éd.) (2012). *Les indicateurs de biodiversité forestière. Synthèse des réflexions issues du programme de recherche « Biodiversité, gestion forestière et politiques publiques »*. GIP ECOFOR et Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, Paris, 144 p.. URL <http://www.gip-ecofor.org/doc/drupal/Indicateurs.pdf>.
- ONF (1993). Prise en compte de la diversité biologique dans l'aménagement et la gestion forestière. Guide, Office national des forêts, Paris.
- Ouin A., Cabanettes A., Andrieu E., Deconchat M., Roume A., Vigan M., Larrieu L. (2015). Comparison of tree microhabitat abundance and diversity in the edges and interior of small temperate woodlands. *Forest Ecology and Management* **340**:31–39. DOI: [10.1016/j.foreco.2014.12.009](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.12.009).
- Paillet Y., Archaux F., Boulanger V., Debaive N., Fuhr M., Gilg O., Gosselin F., Guilbert E. (2017). Snags and large trees drive higher tree microhabitat densities in strict forest reserves. *Forest Ecology and Management* **389**:176–186. DOI: [10.1016/j.foreco.2016.12.014](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.12.014).
- Paillet Y., Coutadeur P., Vuidot A., Archaux F., Gosselin F. (2015a). Strong observer effect on tree microhabitats inventories: A case study in a French lowland forest. *Ecological Indicators* **49**:14–23. DOI: [10.1016/j.ecolind.2014.08.023](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.023).
- Paillet Y., Gosselin M. (2011). Relations entre les pratiques de préservation de la biodiversité forestière et la productivité, la résistance et la résilience : état des connaissances en forêt tempérée européenne. *Vertigo* **11**(2):11133. DOI: [10.4000/vertigo.11133](https://doi.org/10.4000/vertigo.11133).
- Paillet Y., Pernot C., Boulanger V., Debaive N., Fuhr M., Gilg O., Gosselin F. (2015b). Quantifying the recovery of old-growth attributes in forest reserves: A first reference for France. *Forest Ecology and Management* **346**:51–64. DOI: [10.1016/j.foreco.2015.02.037](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.02.037).
- Paquette A., Hector A., Castagneyrol B., Vanhellefont M., Koricheva J., Scherer-Lorenzen M., Verheyen K., TreeDivNet (2018). A million and more trees for science. *Nature Ecology & Evolution* **2**(5):763–766. DOI: [10.1038/s41559-018-0544-0](https://doi.org/10.1038/s41559-018-0544-0).

- Parmain G., Dufrêne M., Brin A., Bouget C. (2013). Influence of sampling effort on saproxylic beetle diversity assessment: implications for insect monitoring studies in European temperate forests. *Agricultural and Forest Entomology* **15**(2):135–145. DOI: [10.1111/afe.12008](https://doi.org/10.1111/afe.12008).
- Picard N. (2020). Cartographie de la dynamique forestière tropicale : quelles implications pour la gestion des forêts guyanaises ? Synthèse BGF 5, GIP ECOFOR, Paris. URL http://bgf.gip-ecofor.org/wp-content/uploads/2021/01/BGF_Synthese5_Tropical.pdf.
- Polomé P. (2016). Private forest owners motivations for adopting biodiversity-related protection programs. *Journal of Environmental Management* **183**:212–219. DOI: [10.1016/j.jenvman.2016.07.097](https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.07.097).
- Polomé P., Michel C. (2017). Why are private forest owners not adopting natura 2000? A survey of motivations. *Social Science Research Network (SSRN)* p. 1–20. DOI: [10.2139/ssrn.3033857](https://doi.org/10.2139/ssrn.3033857).
- Ponge J.F., Chevalier R., Loussot P. (2002). Humus index: an integrated tool for the assessment of forest floor and topsoil properties. *Soil Science Society of America Journal* **66**(6):1996–2001. DOI: [10.2136/sssaj2002.1996](https://doi.org/10.2136/sssaj2002.1996).
- Porté A., Huard F., Dreyfus P. (2004). Microclimate beneath pine plantation, semi-mature pine plantation and mixed broadleaved-pine forest. *Agricultural and Forest Meteorology* **126**(1-2):175–182. DOI: [10.1016/j.agrformet.2004.06.001](https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2004.06.001).
- Prévosto B., Curt T., Moares Dominguez C., Dambrine E., Poutier F., Pollier B. (2002). Les sols sous boisements spontanés de bouleau et de pin sylvestre dans la Chaîne des Puys : influence du substratum et de l'utilisation ancienne, conséquences sur la végétation. *Etude et Gestion des Sols* **9**(4):250–267. URL http://www.afes.fr/wp-content/uploads/2017/10/EGS_9_4_prevostob.pdf.
- Prévosto B., Dambrine E., Coquillard P., Robert A. (2006a). Broom (*Cytisus scoparius*) colonization after grazing abandonment in the French Massif Central: impact on vegetation composition and resource availability. *Acta Oecologica* **30**(2):258–268. DOI: [10.1016/j.actao.2006.05.001](https://doi.org/10.1016/j.actao.2006.05.001).
- Prévosto B., Dambrine E., Moares C., Curt T. (2004). Effects of volcanic ash chemistry and former agricultural use on the soils and vegetation of naturally regenerated woodlands in the Massif Central, France. *Catena* **56**(1-3):239–261. DOI: [10.1016/j.catena.2003.10.014](https://doi.org/10.1016/j.catena.2003.10.014).
- Prévosto B., Dambrine E., Zeller B. (2006b). Impact de l'abandon et de la colonisation par le genêt (*Cytisus scoparius* L.) sur le sol et la végétation d'une pâture de la Chaîne des Puys (Massif Central). *Étude et Gestion des Sols* **13**(2):103–112. URL https://www.afes.fr/wp-content/uploads/2017/10/EGS_13_2_prevosto.pdf.
- Rameau J.C. (2003). Impact des modes de gestion forestière sur la biodiversité au sein du bassin de Gap-Chaudun (Hautes-Alpes). Rapport final, ENGREF, Nancy. URL http://bgf.gip-ecofor.org/wp-content/uploads/2021/02/BGF1997_Rameau_Gap-Chaudun.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Rameau J.C., Brun J.J., Chauvin C., Chondroyannis P., Crassous C., Delcros P., Lempérière G., Marage D., Michel S. (2003). Biodiversité et gestion forestière dans le bassin versant du Petit Buëch : applications aux hêtraies-sapinières méridionales. Cemagref, Grenoble. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).

- Ranger J., Andreux F., Bienaimé S., Berthelin F., Bonnaud P., Boudot J.P., Bréchet C., Buée M., Calmet J.P., Chaussod R., Gelhaye D., Gelhaye L., Gérard F., Jaffrain J., Lejon D., Le Tacon F., Lévêque J., Maurice J.P., Merlet D., Moukoudi J., Munier-Lamy C., Nourrisson G., Pollier B., Ranjard L., Simonsson M., Turpault M.P., Vairelles D., Zeller B. (2004). Effet des substitutions d'essences sur le fonctionnement organo-minéral de l'écosystème forestier sur les communautés microbiennes et sur la diversité des communautés fongiques mycorhiziennes et saprophytes (cas du dispositif expérimental de Brueil – Morvan). Rapport final, INRA. URL http://bgf.gip-ecofor.org/wp-content/uploads/2021/04/BGF2000_Andreux-Ranger_RapportFinal.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Rasplus J.Y. (2001). *Monographie de C. (Chrysocarabus) punctatoauratus Germar, 1824 (Coleoptera Carabidae). De l'origine et de la diversité génétique de C. punctatoauratus*. n° 2 dans Supplément Rutilans. Rutilans, Association des coléoptéristes amateurs du sud de la France, Perpignan, 50-58 p.. URL <https://r-a-r-e.fr/wp-content/uploads/2019/10/Monographie-de-Chrysocarabus-punctatoauratus-II-2.pdf>.
- République française (1997). Rapport de la France à la Convention sur la diversité biologique. Application de la décision II/17 de la seconde conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique. URL <https://www.cbd.int/doc/world/fr/fr-nr-01-fr.pdf>.
- Saas Y., Gosselin F. (2014). Comparison of regression methods for spatially-autocorrelated count data on regularly-and irregularly-spaced locations. *Ecography* **37**(5):476–489. DOI: [10.1111/j.1600-0587.2013.00279.x](https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.00279.x).
- Sabatier D. (2018). DYNFORDIV – Forçages, environnementaux et anthropiques du turnover forestier, conséquences sur la diversité des communautés d'arbres en forêt tropicale. Rapport final, IRD, UMR AMAP. URL http://bgf.gip-ecofor.org/wp-content/uploads/2020/08/BGF_DynForDiv_RapportFinal_201810.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Sagnard F., Pichot C., Dreyfus P., Jordano P., Fady B. (2007). Modelling seed dispersal to predict seedling recruitment: recolonization dynamics in a plantation forest. *Ecological Modelling* **203**(3-4):464–474. DOI: [10.1016/j.ecolmodel.2006.12.008](https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2006.12.008).
- Schermer É., Bel-Venner M.C., Fouchet D., Siberchicot A., Boulanger V., Caignard T., Thibaudon M., Oliver G., Nicolas M., Gaillard J.M., Delzon S., Venner S. (2019). Pollen limitation as a main driver of fruiting dynamics in oak populations. *Ecology Letters* **22**(1):98–107. DOI: [10.1111/ele.13171](https://doi.org/10.1111/ele.13171).
- Schermer É., Bel-Venner M.C., Gaillard J.M., Dray S., Boulanger V., Le Roncé I., Oliver G., Chuine I., Delzon S., Venner S. (2020). Flower phenology as a disruptor of the fruiting dynamics in temperate oak species. *New Phytologist* **225**(3):1181–1192. DOI: [10.1111/nph.16224](https://doi.org/10.1111/nph.16224).
- Schwartz D., Thinon M., Goepp S., Schmitt C., Casner J., Rosique T., Wuscher P., Alexandre A., Dambrine E., Martin C., Guillet B. (2005). First dating of protohistorical forest clearings on the Vosges grasslands (Rossberg, Haut-Rhin, France). A pedoanthracological study. *Comptes Rendus Géoscience* **337**(14):1250–1256. DOI: [10.1016/j.crte.2005.06.004](https://doi.org/10.1016/j.crte.2005.06.004).
- Sicard C., Saint-André L., Gelhaye D., Ranger J. (2006). Effect of initial fertilisation on biomass and nutrient content of Norway spruce and Douglas-fir plantations at the same site. *Trees—Structure and Function* **20**(2):229–246. DOI: [10.1007/s00468-005-0030-6](https://doi.org/10.1007/s00468-005-0030-6).

- Simonsson M., Kaiser K., Danielsson R., Andreux F., Ranger J. (2005). Estimating nitrate, dissolved organic carbon and DOC fractions in forest floor leachates using ultraviolet absorbance spectra and multivariate analysis. *Geoderma* **124**(1-2):157–168. DOI: [10.1016/j.geoderma.2004.04.010](https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.04.010).
- Staudt M., Mir C., Joffre R., Rambal S., Bonin A., Landais D., Lumaret R. (2004). Isoprenoid emissions of *quercus* spp. (*q. suber* and *q. ilex*) in mixed stands contrasting in interspecific genetic introgression. *New Phytologist* **163**(3):573–584. DOI: [10.1111/j.1469-8137.2004.01140.x](https://doi.org/10.1111/j.1469-8137.2004.01140.x).
- Ter Steege H., Sabatier D., de Oliveira S.M., Magnusson W.E., Molino J.F., Gomes V.F., Pos E.T., Salomão R.P. (2017). Estimating species richness in hyper-diverse large tree communities. *Ecology* **98**(5):1444–1454. DOI: [10.1002/ecy.1813](https://doi.org/10.1002/ecy.1813).
- Tillon L., Bouget C., Paillet Y., Aulagnier S. (2016). How does deadwood structure temperate forest bat assemblages? *European Journal of Forest Research* **135**(3):433–449. DOI: [10.1007/s10342-016-0944-0](https://doi.org/10.1007/s10342-016-0944-0).
- Toïgo M., Castagneyrol B., Jactel H., Morin X., Meredieu C. (2021). Tree diversity effects on forest productivity: disentangling the effects of tree species addition vs. substitution. *bioRxiv* p. 25. DOI: [10.1101/2021.05.07.443133](https://doi.org/10.1101/2021.05.07.443133).
- Toïgo M., Paillet Y., Noblecourt T., Soldati F., Gosselin F., Dauffy-Richard E. (2013). Does forest management abandonment matter more than habitat characteristics for ground beetles? *Biological Conservation* **157**:215–224. DOI: [10.1016/j.biocon.2012.07.025](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.07.025).
- Touzot L., Bel-Venner M.C., Gamelon M., Focardi S., Boulanger V., Débias F., Delzon S., Saïd S., Schermer E., Baubet E., Gaillard J.M., Venner S. (2018). The ground plot counting method: A valid and reliable assessment tool for quantifying seed production in temperate oak forests? *Forest Ecology and Management* **430**:143–149. DOI: [10.1016/j.foreco.2018.07.061](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.07.061).
- Valé M., Nguyen C., Dambrine E., Dupouey J.L. (2005). Microbial activity in the rhizosphere soil of six herbaceous species cultivated in a greenhouse is correlated with shoot biomass and root C concentrations. *Soil Biology and Biochemistry* **37**(12):2329–2333. DOI: [10.1016/j.soilbio.2005.04.014](https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2005.04.014).
- Van Eck N.J., Waltman L. (2009). How to normalize cooccurrence data? An analysis of some well-known similarity measures. *Journal of the American Society for Information Science and Technology* **60**(8):1635–1651. DOI: [10.1002/asi.21075](https://doi.org/10.1002/asi.21075).
- Van Eck N.J., Waltman L. (2010). Software survey: VOSviewer, a computer program for bibliometric mapping. *Scientometrics* **84**(2):523–538. DOI: [10.1007/s11192-009-0146-3](https://doi.org/10.1007/s11192-009-0146-3).
- Van Eck N.J., Waltman L. (2011). Text mining and visualization using VOSviewer. *ISSI Newsletter* **7**(3):50–54.
- Venner S. (2018). POTENCHÈNE – Potentiel de régénération des chênaies dans le contexte du changement climatique : quel avenir pour le masting et les consommateurs de glands ? Rapport final, Université Lyon1, UMR LBBE. URL http://bgf.gip-ecofor.org/wp-content/uploads/2020/08/BGF_PotenChene_RapportFinal_20180522.pdf. Programme Biodiversité et gestion forestière (BGF).
- Venner S., Siberchicot A., Pélisson P.F., Schermer E., Bel-Venner M.C., Nicolas M., Débias F., Miele V., Sauzet S., Boulanger V., Delzon S. (2016). Fruiting strategies of perennial plants: a resource budget model to couple mast seeding to pollination efficiency and resource allocation strategies. *The American Naturalist* **188**(1):66–75. DOI: [10.1086/686684](https://doi.org/10.1086/686684).

- Vuidot A., Paillet Y., Archaux F., Gosselin F. (2011). Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats. *Biological Conservation* **144**(1):441–450. DOI: [10.1016/j.biocon.2010.09.030](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.09.030).
- Walters C.J. (1986). *Adaptive management of renewable resources*. Biological Resource Management. Macmillan Publishers Ltd., New York, 374 p.. URL <http://pure.iiasa.ac.at/id/eprint/2752/1/XB-86-702.pdf>.
- Zeller B., Brechet C., Maurice J.P., Le Tacon F. (2007a). ^{13}C and ^{15}N isotopic fractionation in trees, soils and fungi in a natural forest stand and a Norway spruce plantation. *Annals of Forest Science* **64**(4):419–429. DOI: [10.1051/forest:2007019](https://doi.org/10.1051/forest:2007019).
- Zeller B., Recous S., Kunze M., Moukoudi J., Colin-Belgrand M., Bienaimé S., Ranger J., Dambrine E. (2007b). Influence of tree species on gross and net N transformations in forest soils. *Annals of Forest Science* **64**(2):151–158. DOI: [10.1051/forest:2006099](https://doi.org/10.1051/forest:2006099).
- Zilliox C., Gosselin F. (2014). Tree species diversity and abundance as indicators of understory diversity in French mountain forests: Variations of the relationship in geographical and ecological space. *Forest Ecology and Management* **321**:105–116. DOI: [10.1016/j.foreco.2013.07.049](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.049).

Crédits photographiques

Couverture : **Gordon Johnson** (CC0)
Photo page 3 : **Andreas** (CC0)
Photo page 7 : **shammiknr** (CC0)
Photo page 15 : **JackieLou DL** (CC0)
Photo page 21 : **S. Hermann & F. Richter** (CC0)
Photo page 35 : **Jonas Zürcher** (CC0)
Photo page 41 : **Timur Kozmenko** (CC0)
Photo page 47 : **S. Hermann & F. Richter** (CC0)
Photo page 53 : **Schanin** (CC0)
Photo page 61 : **Andreas Lischka** (CC0)
Photo page 65 : **Free Photos** (CC0)
Photo page 69 : **Couleur** (CC0)
Photo page 75 : **Tom** (CC0)
Photo page 79 : **Simon Berger** (CC0)
Photo page 87 : **Lars Nissen** (CC0)
Photo page 93 : **LUM3N** (CC0)
Photo page 95 : **Marc Pascual** (CC0)
Photo page 107 : **Erik Karits** (CC0)
Photo page 111 : **Joe** (CC0)
Photo page 113 : **Nathalie Burblis** (CC0)
Photo page 141 : **Marvin Blanco** (CC0)

