



**HAL**  
open science

## Biodiversité en territoires forestiers et d'activité sylvicole

Philippe Deuffic, Hervé Jactel, Vincent Bretagnolle, Luc L. Barbaro, Xavier Bonnet, Charles-andré Bost, Didier Bouchon, Elodie Brahic, Caitriona Carter, Bastien Castagneyrol, et al.

► **To cite this version:**

Philippe Deuffic, Hervé Jactel, Vincent Bretagnolle, Luc L. Barbaro, Xavier Bonnet, et al.. Biodiversité en territoires forestiers et d'activité sylvicole. 2020, pp.117-167. hal-04907046

**HAL Id: hal-04907046**

**<https://hal.inrae.fr/hal-04907046v1>**

Submitted on 22 Jan 2025

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

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



Distributed under a Creative Commons Attribution 4.0 International License



CHAPITRE

# Biodiversité en territoires forestiers

● 4 ●





## 1 Le socio-écosystème forestier en Région Nouvelle-Aquitaine

## 2 La recherche régionale sur la biodiversité des écosystèmes forestiers en Nouvelle-Aquitaine

## 3 Rôles de la biodiversité dans le fonctionnement des écosystèmes forestiers

### 3.1 LA BIODIVERSITÉ, SUPPORT DIRECT DE PRODUCTION SYLVICOLE

- 3.1.1. Diversité des espèces d'arbres et production de biomasse ligneuse
- 3.1.2. Diversité des arbres et résistance des peuplements aux bioagresseurs
- 3.1.3. Diversité des arbres et résistance des peuplements aux perturbations abiotiques

### 3.2. LA BIODIVERSITÉ EN TANT QUE SUPPORT INDIRECT DE PRODUCTION SYLVICOLE

- 3.2.1. Biodiversité, qualité des sols et recyclage de la matière organique
- 3.2.2. Diversité des ennemis naturels et contrôle biologique des agresseurs
- 3.2.3. Régénération et renouvellement des peuplements forestiers et de la flore associée

### 3.3. BIODIVERSITÉ ET SERVICES DE RÉGULATION

- 3.3.1. Biodiversité et gaz à effet de serre
- 3.3.2. Biodiversité et limitation de l'érosion des sols
- 3.3.3. Biodiversité et épuration de l'eau et de l'air

### 3.4. BIODIVERSITÉ FORESTIÈRES ET PROVISION DE RESSOURCES NON LIGNEUSES

- 3.4.1. Biodiversité hébergée par les écosystèmes forestiers
- 3.4.2. Rôle de la biodiversité forestière pour la production de ressources autres que sylvicoles

## 4 Les valeurs de la biodiversité forestière : du marchand au non-marchand

### 4.1. PERCEPTIONS ET VALEUR INSTRUMENTALE DE LA BIODIVERSITÉ FORESTIÈRE

- 4.1.1. Diversité, production et économie de la filière bois
- 4.1.2. Evaluation économique de la commercialisation des produits forestiers non ligneux

### 4.2. PERCEPTIONS ET VALEURS CULTURELLES ET PATRIMONIALES DE LA BIODIVERSITÉ FORESTIÈRE

- 4.2.1. Perceptions des propriétaires fonciers
- 4.2.2. Valeurs patrimoniales et récréatives pour les usagers et habitants
- 4.2.3. Multifonctionnalité et conflits entre usages de la biodiversité et les valeurs associées

## 5 État de la biodiversité dans le socio-écosystème forestier

### 5.1. L'ÉTAT DE LA BIODIVERSITÉ DANS LES SOCIO-ÉCOSYSTÈMES FORESTIERS : CAS DE LA NOUVELLE-AQUITAINE

### 5.2. INTENSIFICATION DES PRATIQUES SYLVICOLES ET PRESSIONS ÉCOLOGIQUES EXERCÉES PAR LA FILIÈRE « BOIS »

### 5.3. HOMOGÉNÉISATION DES PAYSAGES FORESTIERS, OCCUPATION ET ARTIFICIALISATION DES SOLS

### 5.4. INTÉRACTIONS AVEC DES ESPÈCES À RISQUE ÉMERGENT

## 6 Références régionales

## 7 Références internationales

**Coordination scientifique :**  
Philippe Deuffic<sup>1</sup> et Hervé Jactel<sup>2</sup>

**Coordination éditoriale :**  
Théo Rouhette, Cécile Bâcles & Vincent Bretagnolle

1) IRSTEA, Unité ETBX - 33612 Cestas  
philippe.deuffic@irstea.fr  
2) INRA, UMR BIOGECO, 33612 Cestas  
herve.jactel@inra.fr

**Rédacteurs :**

Luc Barbaro, Xavier Bonnet, Charles-André Bost, Didier Bouchon, Elodie Brahic, Caitriona Carter, Bastien Castagneyrol, Julia Clause, Paul Conchon, Emmanuel Corcket, Philippe Deuffic, Alexis Ducouso, Patrick Duncan, Cyril Eraud, Nicolas Fanin, Brice Giffard, Inge Van Halder, Arndt Hampe, Hervé Jactel, Hervé Lormée, Olivier Lourdais, David Pinaud, Frédéric Revers, Arnaud Sergent, Jean-Louis Yengué

1

# Le socio-écosystème forestier en Région Nouvelle-Aquitaine

La Région Nouvelle-Aquitaine est une des premières régions forestières d'Europe

Une forêt est un territoire occupant une superficie d'au moins 50 ares avec des arbres capables d'atteindre une hauteur supérieure à cinq mètres à maturité et un couvert arboré de plus de 10% (FAO, 2015b). Les sites momentanément déboisés ou en régénération sont classés comme forêt même si leur couvert est inférieur à 10% au moment de l'inventaire (IGN, 2019). Cette définition distingue les écosystèmes forestiers des autres écosystèmes à strate arborée dominante comme les vergers agricoles ou les aménagements bocagers en plaine agricole.

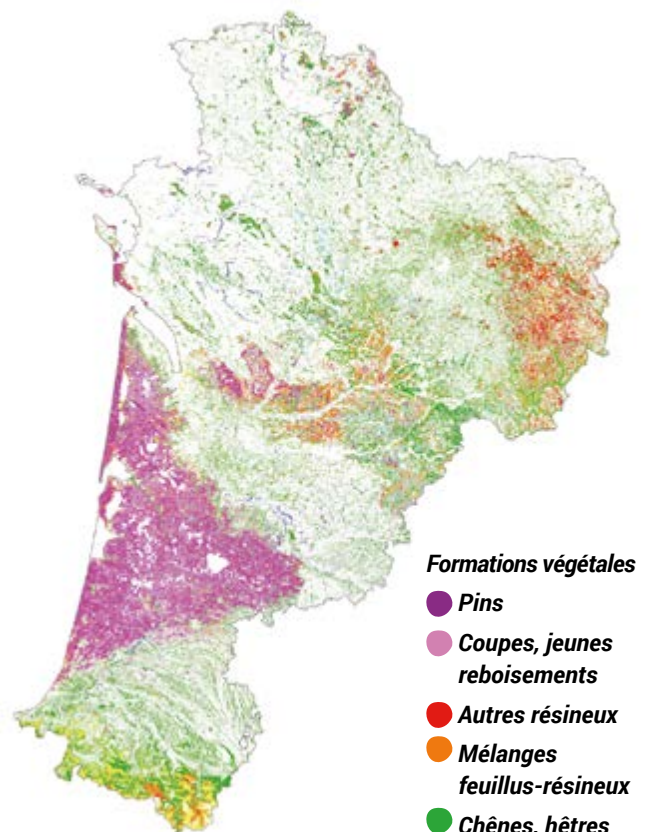
D'après le CRPF (2015), la Région Nouvelle-Aquitaine est l'une des premières régions forestières d'Europe. La surface de la forêt ici est de l'ordre de 2,8 millions d'hectares, soit 17% de la forêt nationale. Les forêts occupent 34% de la surface de la région. Elles se caractérisent par une grande diversité d'essences et de peuplements : les feuillus (Chênes, Châtaignier,...) occupent près de 62% de la surface forestière, soit 1,73 million d'hectares. Les résineux (Pins, Epicéas, Douglas,...) occupent 38% de la surface forestière régionale, soit 1,08 million d'hectares.

Quatre massifs structurent l'identité forestière de la région :

- I) les Landes de Gascogne, la Double et le Landais en Dordogne et le Sud de la Charente, marqués par la présence du pin maritime;
- II) Les plateaux du Haut Limousin constitués de feuillus, de douglas, d'épicéas;
- III) Les massifs feuillus de la Vienne et du Périgord, les coteaux de Chalosse et des Pyrénées-Atlantiques, les zones de faibles altitudes de la Corrèze, Creuse et Haute-Vienne;
- IV) et enfin les peupleraies des plaines alluviales de la Boutonne, la Charente, la Garonne, la Dordogne et l'Adour (Agreste, 2019).

FIGURE 4.1

Carte de la couverture forestière de la Nouvelle-Aquitaine. Le principal massif est le massif landais principalement constitué de pins et de jeunes reboisements. A l'est, le massif du limousin est marqué par des feuillus et d'autres résineux, tandis que les chênes et hêtraies dominent les massifs montagneux (Source, Agreste Nouvelle-Aquitaine 2018)



© IGN BdCarto et BdCarthage

- Formations végétales**
- Pins
  - Coupes, jeunes reboisements
  - Autres résineux
  - Mélanges feuillus-résineux
  - Chênes, hêtres majoritaires
  - Châtaigniers
  - Autres feuillus
  - Lande, friche, pelouse
  - Peupleraie

## La majorité des écosystèmes forestiers néo-aquitains est détenue par des propriétaires privés qui guident les orientations de gestion sylvicole et la structuration de filières économiques

93% de la surface forestière appartient à des propriétaires privés ce qui représente 21% de la surface de la forêt privée nationale. L'enquête sur la structure de la propriété française (*Maaf-IGN, 2016*) montre que la Nouvelle-Aquitaine compte plus de 250 000 propriétaires forestiers privés de plus d'un hectare et qu'ils gèrent 2,6 millions d'ha. Ce sont à 85% des personnes physiques. Les personnes morales (groupements forestiers, associations, sociétés civiles...) ne représentent que 5% des propriétaires privés mais détiennent de plus grands domaines (en moyenne 41 ha) et leur proportion tend à augmenter depuis une décennie. Plus de 920 000 ha des forêts de Nouvelle-Aquitaine sont couverts par un document de gestion agréé (plan simple de gestion, règlement type de gestion, code de bonnes pratiques sylvicoles), soit plus du tiers des surfaces forestières. Cette proportion, relativement équivalente au niveau national, masque de fortes disparités selon les massifs considérés. Ainsi, dans le massif landais, les propriétés, moins morcelées, sont couvertes pour plus de la moitié

de leur surface par un document de gestion durable. A l'inverse, seules 20% des surfaces forestières de Corrèze, Creuse, Dordogne ou Haute-Vienne, majoritairement feuillues et de taille plus modeste, possèdent un document de gestion agréé.

Quant à la forêt publique, bien que minoritaire, elle couvre une surface non négligeable de 230 000 ha. Elle est surtout présente sur la bande littorale atlantique, pour partie issue de plantations conduites à la fin du XIXe siècle pour contenir l'avancée dunaire. Dans les Pyrénées-Atlantiques, la forêt publique est également présente, de manière plus prégnante en montagne (75% de forêts publiques) que sur le piémont (25%). Sur certains terrains difficiles, on peut noter la présence de boisements domaniaux réalisés dans le cadre des travaux de restauration des terrains en montagne datant de la fin du XIXe siècle pour réduire les risques d'érosion torrentielle ou nivale.



©Philippe Deuffic

### Des essences variées mais concentrées par massif

Hors peupleraies, le volume sur pieds de la forêt de production régionale atteint plus de 395 millions de m<sup>3</sup> constitué à 38% de résineux et 62% de feuillus (*Agreste Nouvelle-Aquitaine, 2019*). Les chênes indigènes et le pin maritime sont les essences les plus présentes dans la région (*Figure 4.2*).

Première essence présente dans la région, les chênes couvrent 34% de la surface forestière et comptent pour 35% du volume sur pied. On retrouve les diverses espèces – chêne pédonculé, sessile, pubescent, tauzin, vert, et rouge – pratiquement partout, des forêts dunaires de Charente-Maritime aux contreforts des Pyrénées ainsi qu'en Dordogne et ex-Limousin. Le pin maritime est surtout présent dans le triangle landais même si sa présence tend à gagner les Charentes et la Dordogne. Essence autochtone et très productive, il est très bien adapté aux sols sableux du massif landais. Pilier de l'économie forestière aquitaine, il représente, à lui seul 23% du volume sur pieds et près de 90% de la récolte nationale pour cette essence. Il place la

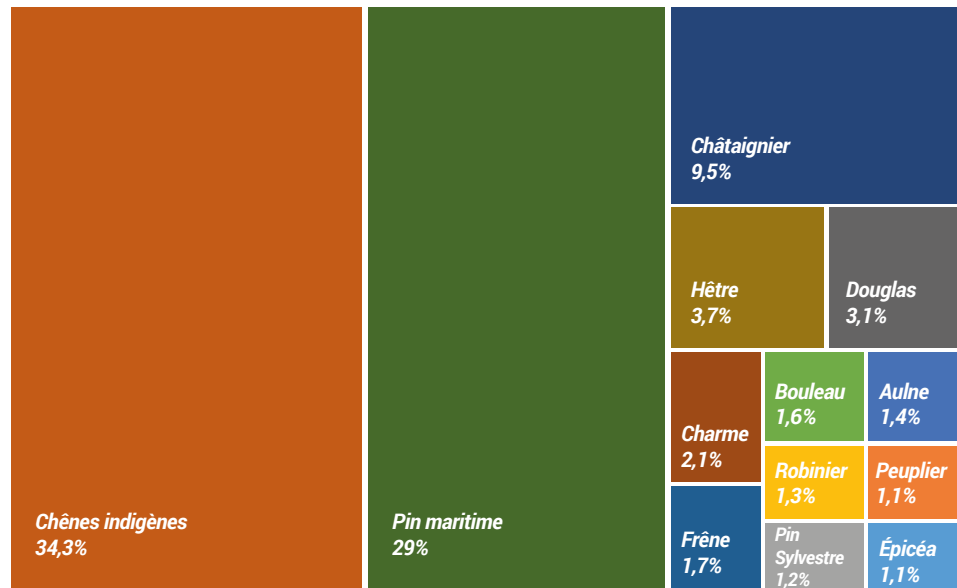
Nouvelle-Aquitaine en tête des régions françaises pour la récolte des résineux.

Certains chênes permettent la production de bois d'œuvre (chêne sessile, chêne pédonculé, chêne rouge). Pour d'autres (chêne tauzin, chêne pubescent...) la principale production reste le bois de chauffage. Les chênes représentent 927 000 hectares et 116 millions de m<sup>3</sup> sur pied (*IGN 2010 à 2014*). Le châtaignier est la troisième essence la plus présente avec 9% de la surface et 10% des volumes exploités. Souvent issus d'anciens vergers à fruits, les taillis de châtaigniers sont emblématiques de la forêt privée «paysanne» du Périgord-Limousin. Caractéristiques des forêts des plateaux limousins, les épicéas, et plus encore le douglas, couvrent 4% de la superficie forestière et 8% des volumes de bois. Ils contribuent à 13% de la récolte française de conifères rouges (douglas principalement). La récolte de ces résineux est localisée pour neuf dixièmes dans les départements de Haute-Vienne, Creuse et Corrèze.



FIGURE 4.2

*Pourcentage de la surface forestière régionale pour les principales essences produites. Les chênes indigènes regroupent le chêne pédonculé, pubescent, tauzin et rouvre (d'après IFN, non publié).*



### Une production soutenue et majoritairement résineuse

En 2015, **9,9 millions de m<sup>3</sup>** de bois ont été récoltés dans la région, soit 26,9% de la récolte nationale. Le bois d'œuvre représente 50% de la récolte, le bois de trituration et le bois-énergie respectivement 39% et 11%. Les résineux représentent 86% de la récolte de bois d'œuvre (principalement du pin maritime) et 76% de celle des bois de trituration. En 2014, les scieries de la région ont transformé 2 millions de m<sup>3</sup>, soit 25% de la production nationale et les sciages résineux représentent 90% du volume produit. Avec 447 millions d'euros de chiffre d'affaires, la Région Nouvelle-Aquitaine participe au quart de la valeur nationale du secteur « sylviculture, abattage, bûcheronnage, débarquement ». L'industrie du papier et du carton regroupe quelque 10 000 salariés répartis dans près de 220 établissements. Le secteur de la construction (menuiserie, charpente) et le commerce du bois assurent chacun 20% (soit 1,9 milliard d'euros) du chiffre d'affaires de la filière. Le secteur de la fabrication des meubles emploie quant à lui, près

de 4 800 salariés au sein d'environ 1 800 établissements, générant 546 millions d'euros de chiffre d'affaires (**CRPF Aquitaine, 2015**). La filière biomasse forestière représente un volume important. La première utilisation est le bois de chauffage, le plus souvent en autoconsommation. 80% des propriétaires de plus de 4 ha sont concernés. La deuxième utilisation est la production de plaquettes pour alimenter 8 chaudières couplées à une cogénération électrique qui consomment 60% de volume et 750 chaudières collectives ou industrielles. Le chiffre d'affaires des entreprises de la filière forêt-bois avoisine 10 milliards d'euros, ce qui la situe au deuxième rang des régions françaises. De l'amont (sylviculture et exploitation) à l'aval (produits finis, commerce), la filière forêt-bois joue donc un rôle essentiel pour l'économie et l'emploi local : en Nouvelle-Aquitaine, 28 300 établissements emploient 56 300 salariés, soit plus que l'aéronautique.

### Le socio-écosystème forestier néo-aquitain, un espace de production sylvicole privé, partagé et ouvert aux usages multiples fournis par la biodiversité

Il existe une longue tradition de pratiques récréatives et de loisirs dans les forêts de Nouvelle-Aquitaine. 77% des néo-aquitains déclaraient s'y être rendus durant leur temps libre. En termes d'attractivité, la forêt arrive en troisième position, derrière la campagne, la mer et les plans d'eau (plus de 80% chacun). La promenade est citée par 96% des néo-aquitains comme étant leur principale raison d'aller en forêt, activité qui met donc la biodiversité au centre des intérêts trouvés par les usagers à la pratique récréative en forêt. Ces résultats coïncident avec les données nationales (**Dobré et al., 2005**) à l'exception du sport qui semble être sous-représenté en Nouvelle-Aquitaine. Il est intéressant de noter que les activités « traditionnelles » (ramassage du bois, pêche et chasse) n'ont pas nécessairement plus de poids ici qu'ailleurs, puisqu'elles sont citées par un quart

environ des individus seulement. Enfin, les loisirs motorisés concernent moins de 10% des visiteurs. Pour autant, ce sont parmi ceux qui génèrent le plus d'oppositions et de conflits d'usages. Parmi les produits forestiers non ligneux en Nouvelle-Aquitaine, la cueillette de champignons est une activité particulièrement importante et ancrée dans les territoires forestiers. La ressource nectarifère et pollinifère offerte par les milieux forestiers en Nouvelle-Aquitaine, permet aussi l'implantation de ruchers par les apiculteurs pour la production de différents miels (acacia, bourdaine, ronce, châtaignier, tilleul, bruyère cendrée, callune, polyfloral, miellat) (**Figure 4.3**).

FIGURE 4.3

*Biodiversité des forêts verticale et horizontale associée à de multiples usages. La présence d'une végétation arbustive en sous-bois (ajonc, bruyère, bourdaine) et d'une strate arborée diversifiée (chêne, châtaignier, pin maritime) constitue un écosystème favorable à la pratique de l'apiculture mais aussi de la chasse ou de la cueillette de produits non ligneux.*



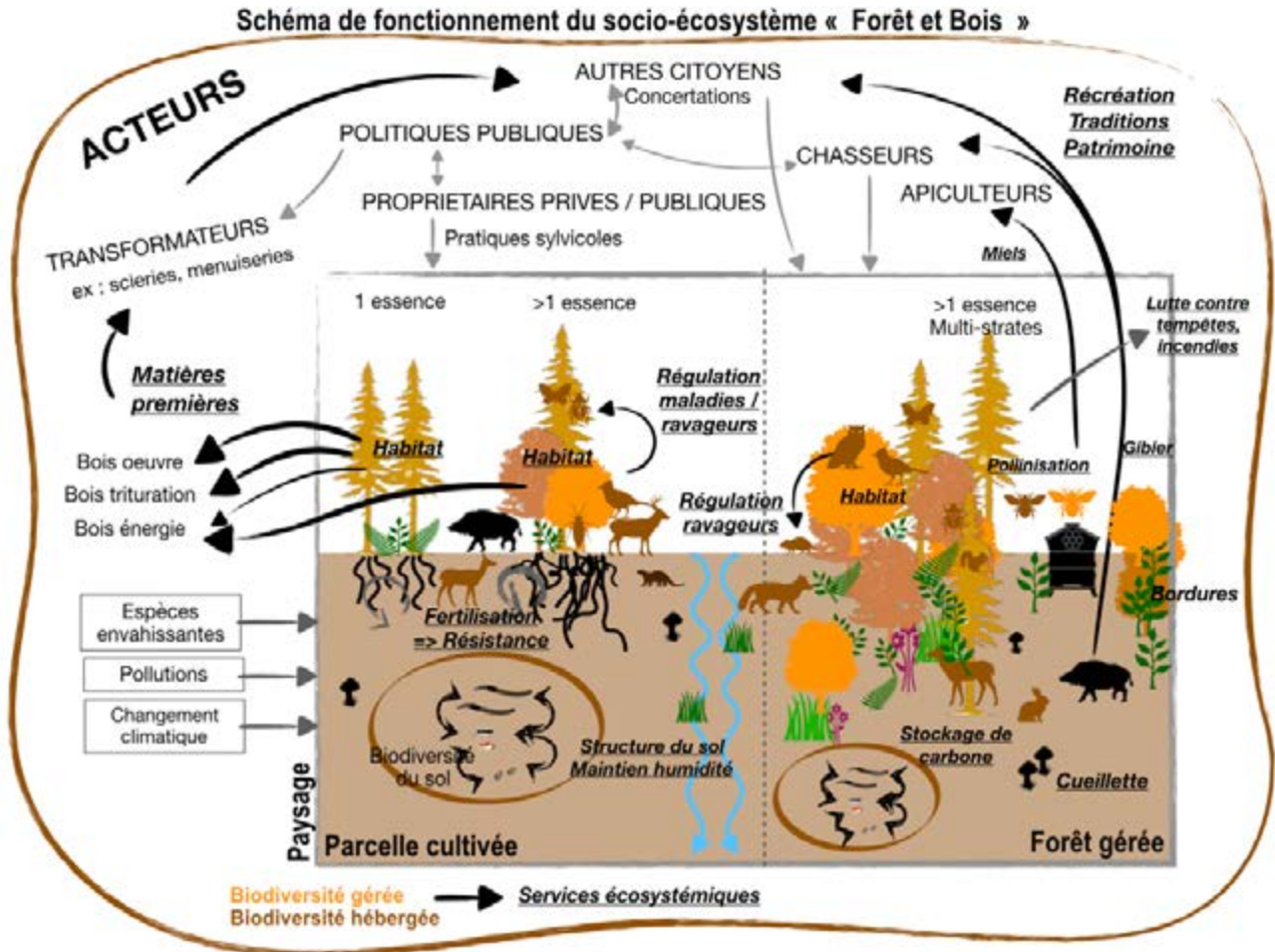
Des pressions et des défis

Si la superficie de forêt a particulièrement augmenté au cours du XXe siècle notamment dû à des politiques de reboisement très volontaristes, en particulier dans les Landes ou sur les plateaux de l'ex-Limousin, cela s'est parfois fait au détriment d'autres espaces naturels riches en biodiversité (lagunes, tourbières, cordon littoral, estives, forêts anciennes, etc...). De plus, ces boisements souvent monospécifiques sont gérés selon des itinéraires de plus en plus courts, où se succèdent une phase de plantation à forte densité, d'éclaircie plus ou moins forte puis de coupe

rase. Ces cycles de production, très productifs mais éloignés des cycles naturels, impactent fortement les niveaux de biodiversité. Qu'il s'inscrive dans une logique de filière, de secteur ou de territoire, l'enjeu du socio-écosystème forestier est donc de concilier les différents usages en lien avec la préservation de la biodiversité dont ils dépendent. Un enjeu qui justifie la démarche de synthèse des connaissances scientifiques sur le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement du socio-écosystème forestier dans laquelle s'inscrit **Ecobiose**.

FIGURE 4.4

*Représentation schématique simplifiée d'un socio-écosystème forestier en Nouvelle-Aquitaine où la biodiversité et la société sont en interaction à la fois à travers le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement de l'écosystème et de la provision de services écosystémiques. Les acteurs du territoire influencent en retour ce fonctionnement par l'exploitation des ressources forestières et les activités socio-culturelles auxquelles ils participent.*





# 2 La recherche régionale sur la biodiversité des écosystèmes forestiers en Nouvelle-Aquitaine

La synthèse bibliographique réalisée résumant les connaissances scientifiques régionales sur les relations biodiversité, fonctionnement et fourniture de services écosystémiques en socio-écosystème forestier nous a amené à retenir **167 références bibliographiques** (Figure 4.5) parmi lesquelles figurent des recherches empiriques et expérimentales, notamment réalisées dans le cadre d'infrastructures de recherche régionales dédiées (Encadré 1).

**359** RÉFÉRENCES AU TOTAL, DONT :

 **167** références « régionales »

 **192** références « internationales »

FIGURE 4.5

Répartition des références régionales par sous-section du chapitre



## ENCADRÉ 1

### Des infrastructures dédiées aux recherches sur la biodiversité et ses fonctions dans les écosystèmes forestiers de Nouvelle-Aquitaine

#### Dispositif expérimental ORPHEE (INRA UMR BIOGECO)

Le dispositif expérimental ORPHEE est dédié à l'analyse des effets de la diversité spécifique et fonctionnelle des espèces d'arbres sur le fonctionnement des écosystèmes forestiers, en particulier leur productivité, leur résistance aux aléas biotiques et abiotiques et leur résilience aux effets du changement global. Sur une surface de 12ha, un total de 25 600 arbres de cinq essences locales (bouleau, *Betula pendula* ; chêne pédonculé, *Quercus robur* ; chêne des Pyrénées, *Q. pyrenaica* ; chêne vert, *Q. ilex* et pin maritime, *Pinus pinaster*) ont été plantés en 2008. L'expérience est composée de huit blocs, avec 32 parcelles dans chaque bloc correspondant aux 31 combinaisons possibles de 1 à 5 espèces, avec une réplication supplémentaire de la combinaison des cinq espèces. Chaque parcelle contient 10 rangées de 10 arbres plantés à 2 m d'intervalle, soit 100 arbres par parcelle, d'une superficie de 400 m<sup>2</sup>. Les essences d'arbres sont plantées selon un schéma systématique alterné, de sorte que chaque arbre d'une essence donnée est entouré d'au moins un arbre de toutes les autres essences présentes dans une composition donnée. Le site est équipé de capteurs permettant de monitorer le microclimat et la physiologie des arbres, notamment le prélèvement d'eau (via les flux de sève) et l'interception de la lumière. Quatre des huit blocs sont irrigués de mai à octobre de sorte de compenser le déficit hydrique, alors que les quatre autres blocs subissent les sécheresses estivales. C'est le seul dispositif au monde à croiser un gradient de diversité d'arbres avec un niveau de stress hydrique, permettant de tester le rôle fonctionnel de la biodiversité forestière dans l'adaptation au changement climatique.

FIGURE  
3.4

Vue aérienne du dispositif  
Orphée 2018



Crédits ORPHEE



## SUITE ENCADRÉ 1

**Dispositif expérimental CommuniTree** (INRA UMR BIOGECO)

Le dispositif expérimental CommuniTree est dédié à l'analyse des effets de la diversité génétique des arbres sur le fonctionnement à long terme des forêts de chêne. Ce jardin commun se compose de six blocs randomisés contenant 15 parcelles de 12 plants, correspondant à l'une des 15 combinaisons possibles de une à quatre familles de chêne pédonculé (*Quercus robur*) : quatre monocultures familiales, six mélanges de deux familles, quatre mélanges de trois familles, et un mélange des quatre familles. Les plants des quatre familles ont été plantés selon un motif régulier alterné de sorte que chaque arbre d'une famille donnée est entouré d'au moins un arbre de toutes les autres familles présentes dans une composition donnée. La productivité (tiges et racines) ainsi que la résistance aux herbivores sont régulièrement mesurés. Les dispositifs ORPHEE et CommuniTree appartiennent au réseau international Tree Diversity Network (TreeDivNet) qui est, avec 26 sites et plus d'un million d'arbres plantés, le plus grand réseau mondial d'expérimentations sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes (Paquette et al., 2018).

**SOERE F-ORE-T** (GIP ECOFOR)

L'Observatoire de recherche et d'expérimentation en environnement F-ore-t a été créé en 2002 sous l'égide du Groupement d'intérêt public (GIP) Ecofor et labellisé Soere (Systèmes d'observation et d'expérimentation au long terme pour la recherche en environnement) en 2010. Sa mission est de comprendre le fonctionnement des écosystèmes forestiers en analysant les stocks et flux de carbone, d'eau, d'éléments minéraux et les processus biogéochimiques, biologiques, écologiques, physiologiques et démographiques (régénération, croissance, mortalité). Il s'agit aussi d'évaluer la réponse de ces écosystèmes forestiers à des modifications lentes ou rapides, naturelles ou anthropiques (climat, sylviculture, changement d'usage des terres). Ce réseau vise d'abord à structurer l'effort de recherche sur le fonctionnement des écosystèmes forestiers dans leur complexité et dans le contexte des changements globaux. Il vise ensuite, avec la volonté des pouvoirs publics et des gestionnaires forestiers, à répondre à ces défis planétaires et à assurer la gestion durable d'écosystèmes et de leurs fonctions environnementales. F-ORE-T rassemble 15 sites fortement instrumentés - sites ateliers dont ECOSYLVE-XYLOSYLVE et deux réseaux : RENECOFOR en France métropolitaine. En ex-Aquitaine, ce réseau compte un site en forêt landaise composé de trois parcelles instrumentées pour évaluer le fonctionnement hydrique de l'arbre au couvert, les flux de carbone, l'effet des pratiques de gestion sylvicole. Il constitue, à ce titre le réseau français de référence dans le domaine de l'analyse des cycles du carbone, de l'eau et des éléments minéraux en forêt. Le partenariat regroupe l'INRA, le Cirad, le CNRS, l'ONF et l'Andra. Plus de 50 unités de recherche participent aux travaux scientifiques entrepris sur le dispositif (dont 15 unités universitaires), 8 appartenant à divers organismes de recherche français et 17 étrangères (dont 10 européennes).

**Réseau national RENECOFOR**

Créé en 1992, le Réseau national de suivi à long terme des écosystèmes forestiers (RENECOFOR) est un réseau de 102 placettes permanentes réparties sur tout le territoire de la France métropolitaine. Il constitue la partie française d'un ensemble de sites permanents de suivi des écosystèmes forestiers installés dans 34 pays européens. Ce réseau a pour mission de détecter d'éventuels changements à long terme dans le fonctionnement d'une grande variété d'écosystèmes forestiers et de mieux comprendre les raisons de ces changements. Les scientifiques y mesurent la réaction des écosystèmes forestiers aux évolutions du climat, le cycle des éléments nutritifs en forêt, notamment en relation avec les dépôts atmosphériques, et l'évolution de la biodiversité. En Nouvelle-Aquitaine, ce dispositif comporte plusieurs sites d'observation dont 3 situés dans des forêts de pin maritime dans les Landes (Vielle-Saint-Girons et Losse) et en Charente-Maritime, dans les forêts de chêne pédonculé (Landes) et de chêne sessile du Poitou-Charentes, dans les hêtraies (forêt d'Ance dans les Pyrénées-Atlantiques) ainsi que dans les forêts de douglas et d'épicéa de l'ex-Limousin.

**Plateforme ECOSYLVE-XYLOSYLVE** (INRA UE Unité expérimentale forêt)

ECOSYLVE-XYLOSYLVE, situé sur le domaine de l'INRA à Cestas, vise à mettre à disposition des communautés scientifiques, professionnelles et de la formation un laboratoire d'écologie terrestre in situ composé d'un ensemble de parcelles instrumentées pour un suivi à long terme de la biophysique et de la bio-géochimie de ces systèmes. Le suivi est conduit suivant une gamme d'itinéraires sylvicoles innovants et optimisant les fonctions biologiques des écosystèmes pour la production de biomasse (fixateurs naturels d'azote, apports de phosphates naturels, labour

réduit, efficacité de l'eau, efficacité du rayonnement absorbé, mélange d'espèces). Il a pour but d'accompagner une adaptation dynamique de la filière forêt-bois face aux nouveaux enjeux liés au changement climatique, à l'évolution rapide des biotopes et aux exigences de production et de respect de l'environnement.

Ce projet constitue un véritable laboratoire d'écologie fonctionnelle terrestre à ciel ouvert basé sur des mesures et observations biophysiques et biogéochimiques à long terme portant sur des écosystèmes forestiers à croissance rapide. En se référant à la fois aux résultats scientifiques les plus récents, et aux perspectives de développement de la forêt en ex-Aquitaine, ECOSYLVE-XYLOSYLVE permettra d'évaluer les performances sylvicoles et environnementales de différentes options sylvicoles innovantes : mélanges d'espèces, plantes fixatrices, recyclage de rémanents forestiers, etc.

### Site Atelier de la vallée du Ciron

(INRA -Université de Bordeaux UMR BIOGECO et UMR ISPA)

En partenariat avec le Syndicat Mixte d'Aménagement du Bassin Versant du Ciron, gestionnaire du site, l'UMR INRA Université de Bordeaux BIOGECO a initié un programme combinant recherche en sciences écologiques et sociales et action de restauration de la continuité écologique de la rivière. Ce programme est soutenu par l'Agence de l'Eau Adour-Garonne, la Région Nouvelle-Aquitaine, l'Agence Nationale de la Recherche et le Laboratoire d'Excellence (Labex) COTE; en collaboration avec l'UR ETBX de l'IRSTEA (site de Bordeaux), le Conservatoire Botanique National Sud-Atlantique et le Centre Régional de la Propriété Forestière. Le bassin versant du Ciron présente une biodiversité exceptionnelle au niveau régional, français et européen, notamment une hêtraie riparienne ancienne, qui a justifié son classement en site Natura 2000 sur 3 400 ha intégrant le Ciron, ses berges et ses principaux affluents qui irriguent les terroirs de Graves et de Sauternes. Les enjeux de préservation de la biodiversité concernent les écosystèmes, les espèces et les ressources génétiques. Gestionnaires, scientifiques, propriétaires et exploitants co-construisent des projets de recherche-action autour des usages et de la préservation de la biodiversité du site. Suite à un premier travail qui a permis de mieux caractériser l'étendue et l'âge de la hêtraie, évalué à plus de 40 000 ans (*de Lafontaine et al., 2014*) de nouveaux travaux étudient son fonctionnement écologique notamment pour comprendre son rôle sur le microclimat et caractériser la dynamique d'invasion du robinier.

### Réserve Biologique Intégrale de la Sylve d'Argenson

(ONF – CNRS/Univ La Rochelle UMR CEBC – ONCFS – CNRS/Univ. Lyon UMR 5558)

Créée en 2006, la RBI de la Sylve d'Argenson s'étend sur 2 579 ha de la partie sud de la Forêt domaniale de Chizé (5 000 ha). Elle est, en France, la plus grande réserve intégrale de feuillus en plaine et parmi les 3 grandes RBI. Cette partie de la forêt correspond à l'emplacement d'un ancien camp de l'OTAN, fermé par une clôture en 1953, puis classé en Réserve nationale de chasse et de faune sauvage. Suite à la création de la RNCFS, le site est devenu un important pôle scientifique en écologie (présence de l'ONCFS et du CNRS) où de nombreux programmes d'études sont en cours, principalement sur la faune. En effet, la coexistence d'une réserve biologique intégrale et d'une forêt gérée au sein du même massif permet de réaliser des études comparant sur le long terme (parfois depuis plus de 30 ans) les effets de la gestion sur les populations animales et végétales. Des suivis sont notamment effectués sur la dynamique des populations des ongulés (chevreuil et sanglier, CNRS & ONCFS), les rapaces (Chouette hulotte, depuis 2009, CNRS), les reptiles (depuis 1992, CNRS), les passereaux (depuis 2005, CNRS & ONCFS), les colombidés et les chiroptères (CNRS, ONCFS). Ces suivis incluent également les paramètres démographiques grâce à des méthodes de capture/marquage/recapture (sur les pigeons, tourterelles, geai des chênes depuis 2011, ONCFS). Le hêtre se trouvant en limite d'aire naturelle du fait de la relative aridité du climat, la RBI de la Sylve d'Argenson est aussi un site privilégié pour l'étude de l'évolution de la hêtraie face aux changements climatiques globaux. Enfin, le massif forestier a connu des épisodes venteux exceptionnels : le 27 décembre 1999, la tempête Martin, avec des vents atteignant 156 km/h, a détruit la majeure partie des hêtraies âgées de plus de 40 ans, et fortement troué les plus vieilles chênaies. Ce site est donc privilégié pour étudier sur le long terme l'impact des variations environnementales (gestion anthropique et climat) sur la biodiversité. La forêt de Chizé est inventoriée en ZNIEFF de type II et se trouve incluse dans le site Natura 2000 «Massif forestier de Chizé-Aulnay», qui s'étend sur 17 315 ha.



## 3

## Rôles de la biodiversité dans le fonctionnement des écosystèmes forestiers

Les rôles de la biodiversité dans le fonctionnement des écosystèmes forestiers sont multiples. Tout d'abord, une fonction majeure et évidente de ces écosystèmes est la production de biomasse ligneuse pour la fourniture de services d'approvisionnement, comme le bois pour l'ameublement, le transport (palettes, caissage), la fabrication de pâte à papier, le bois-énergie et la chimie verte. La biodiversité peut agir sur cette fonction de production, soit directement par la diversité des espèces de production, soit indirectement par son rôle dans les fonctions intermédiaires (on parle aussi de fonctions de support, comme la productivité primaire) qui assurent l'intégrité et le fonctionnement de l'écosystème. La biodiversité et les fonctions intermédiaires qu'elle favorise, peuvent améliorer la production via le maintien de la fertilité du sol, ou bien la régulation des perturbations biotiques (ravageurs, maladies) ou abiotiques (incendies, tempêtes) qui affectent le rendement ou la qualité des produits sylvicoles. **L'ensemble des services considérés ici sont donc des services rendus directement aux bénéficiaires de la production de bois, propriétaires ou gestionnaires forestiers.**

Si la production de bois et de produits dérivés sont des activités structurantes du socio-écosystème forestier en Nouvelle-Aquitaine, de nombreuses autres activités, en particulier récréatives comme la chasse, la cueillette de champignons et de plantes, ou la randonnée, sont également influencées par la biodiversité forestière. Les produits forestiers non ligneux représentent un service d'approvisionnement important à l'échelle globale. On les regroupe en trois catégories : les produits alimentaires (gibier, champignons, plantes sauvages comestibles, miel, fruits, plantes aromatiques, etc.), les produits ornementaux (fleurs, mousse, liège, semences et plants forestiers, etc.) et les produits pharmaceutiques et biochimiques (drogues, anesthésiques, des purgatifs, lotions, tanins, etc...). Les écosystèmes forestiers participent, par ailleurs, à la régulation des cycles biogéochimiques comme la séquestration du carbone ou l'épuration de l'eau et de l'air. **Ces catégories de services qui dépassent la dimension de production sylvicole des forêts sont des services rendus à la société dans son ensemble.**

Ci-après, nous présentons un état des lieux des connaissances scientifiques régionales sur le rôle des différentes composantes de la biodiversité sur la fourniture de services d'approvisionnement à valeur marchande (production sylvicole ou secondaires), de régulation, et enfin de services socio-culturels des forêts de Nouvelle-Aquitaine.

## 3.1. LA BIODIVERSITÉ EN TANT QUE SUPPORT DIRECT DE PRODUCTION SYLVICOLE

### 3.1.1 Diversité des espèces d'arbres et production de biomasse ligneuse



Dans les écosystèmes forestiers, la production de biomasse ligneuse augmente avec le nombre et la diversité des espèces d'arbres présents, relation positive confirmée par les données d'inventaire forestier (Paquette & Messier, 2011; Liang et al., 2016), des comparaisons empiriques entre forêts pures et mélangées dans les forêts tempérées d'Europe (Jucker et al., 2016) et enfin des méta-analyses (Vilà et al., 2013; Zhang et al., 2016; Jactel et al., 2018). Ces études convergent vers une estimation d'un gain d'environ 15% de la biomasse produite en peuplements mélangés de deux ou trois espèces par rapport à la production attendue si on additionnait la production des monocultures correspondantes (overyielding), ou de 2 à 3% de productivité pour une augmentation de 10% en richesse spécifique d'arbres (Liang et al., 2016). Aussi, en moyenne, les forêts mélangées ne sont pas moins productives que la monoculture de l'essence la plus productive du mélange (transgressive overyielding; Jactel et al., 2018). Par ailleurs, des études empiriques (Jucker et al., 2014) ou de modélisation (Morin et al., 2014) montrent que la variabilité temporelle de la production de biomasse

diminue (donc la stabilité augmente) avec la diversité des essences forestières. La stabilité dépend cependant du contexte climatique (Ratcliffe et al., 2017) car l'effet positif de la diversité spécifique des arbres sur la production de biomasse augmente avec les précipitations (Jactel et al., 2018). Ainsi, la levée de la contrainte hydrique permet sans doute une meilleure complémentarité dans l'utilisation de la ressource lumineuse en forêts mixtes. La production de biomasse des forêts associant le chêne pédonculé (*Quercus robur*) avec une autre espèce augmente avec l'écart de tolérance à l'ombre entre *Q. robur* et son espèce compagne (Toigo et al., 2017). Peu d'études ont par contre examiné la relation entre diversité génétique (intraspécifique) présente dans un écosystème forestier et sa productivité, même si leurs résultats convergent vers une absence d'effet, qu'il s'agisse de peuplements monoclonaux vs. polyclonaux de peupliers (DeBell & Harrington, 1993), de peuplements issus de semis versus de plants monoclonaux d'eucalyptus (Boyden et al., 2008), ou des associations d'une à quatre familles de plein frères en milieu subtropical (Zeng et al., 2017).



En Région Nouvelle-Aquitaine, plusieurs études confirment une relation positive entre le nombre et la composition des espèces d'arbres et la productivité des forêts. En Landes de Gascogne, dans le cadre du dispositif expérimental ORPHEE (voir encadré 1), des parcelles pures de chêne pédonculé (*Q. robur*), chêne tauzin (*Q. pyrenaica*), chêne liège (*Q. ilex*), bouleau (*Betula pendula*) et de pin maritime (*Pinus pinaster*), sont comparées à des parcelles combinant de deux à cinq de ces espèces. Un effet modéré mais positif de la diversité spécifique a été trouvé sur la croissance en hauteur des jeunes arbres (Haase et al., 2015). Dans cette même expérimentation, le mélange associant le pin maritime et le bouleau se révèle plus productif (en biomasse terrière) que la moyenne de leurs monocultures respectives (overyielding positif) (Jactel et al., 2018). Par ailleurs, l'addition de bouleaux en interlignes avec du pin maritime planté à 1 250t/ha (densité classique dans la forêt des Landes) ne diminue pas significativement la productivité du peuplement (pas de transgressive overyielding négatif) alors qu'elle permet une réduction des attaques

de processionnaire du pin, de pyrale du tronc et une meilleure décomposition de la litière (voir section 3.1.2; Jactel et al., 2018). Une seconde expérience en jardin commun réalisée in situ en Landes de Gascogne dans le cadre du dispositif expérimental CommuniTree (voir encadré 1), et comparant la croissance juvénile de chêne pédonculé en fonction de la diversité génétique des placettes (de 1 à 4 familles de demi-frères en mélange), confirme l'absence d'effet de la diversité génétique sur la production de biomasse, bien que des différences de croissance existent entre génotypes (Castagneyrol et al., 2012).



## CE QU'IL FAUT RETENIR

Les données obtenues en Région Nouvelle-Aquitaine confirment les résultats établis internationalement : la productivité est positivement corrélée à la diversité spécifique du peuplement (nombre d'espèces d'arbres). S'il existe des différences avérées de croissance ou de qualité du bois entre génotypes individuels au sein d'une espèce, aucun effet de la diversité génétique des arbres n'a par contre été mis en évidence sur la productivité du peuplement forestier. Cependant, il n'existe pas d'étude régionale en forêt mature, ni plus généralement pour les écosystèmes forestiers de l'ex-Limousin, du Périgord ou des Pyrénées.

**[Présomption]** : Landes de Gascogne [Etudes empiriques] (< 5 études); [Expérimentations]

### 3.1.2 Diversité des arbres et résistance des peuplements aux bioagresseurs



L'augmentation de la biomasse ligneuse due à la diversité des essences (section 3.1.1) peut provenir d'un phénomène de complémentarité de niche (Forrester & Bauhus, 2016) ou d'une meilleure résilience du système écologique aux perturbations, qu'elles proviennent de pathogènes, de bioagresseurs, ou de perturbations climatiques. Dans un contexte où le changement global augmente le niveau de risque sanitaire en forêt (par ex. invasions biologiques d'insectes et de pathogènes), il est prédit une résistance accrue des forêts mélangées par rapport aux monocultures forestières. Effectivement, les essences forestières gérées en peuplements mélangés sont en moyenne moins attaquées par les insectes ravageurs que lorsqu'elles sont gérées en peuplements purs (Jactel & Brockerhoff, 2007; Castagneyrol et al., 2014; Jactel et al., 2017). De même, le niveau de défoliation par les insectes herbivores diminue quand augmente la richesse spécifique en arbres dans les forêts feuillues matures d'Europe (diminution estimée à 30%; Guyot et al., 2016). C'est la « résistance par association » (Barbosa et al., 2009) : une plante entourée de plantes voisines d'espèces différentes est moins exposée aux attaques d'herbivores que celle entourée par ses congénères. Son intensité dans les forêts mélangées augmente avec I) le contraste fonctionnel ou la distance phylogénétique entre les essences associées (typiquement plus forte dans les mélanges feuillus-conifères que dans les mélanges feuillus-feuillus ou conifères-conifères) et II) avec le degré de spécialisation trophique des insectes herbivores (typiquement plus

forte vis-à-vis des insectes spécialistes que généralistes : Jactel & Brockerhoff, 2007; Castagneyrol et al., 2014). Ce phénomène de résistance par association est également observé pour les attaques d'insectes ravageurs exotiques (Jactel et al., 2006; Guyot et al., 2015; Fernandez-Conradi et al., 2018b), d'agents pathogènes ou de mammifères (Stutz et al., 2015; Jactel et al., 2017). Ainsi pour les pathogènes fongiques comme les Armillaires (*Armillaria ostoyae*) et fomès (*Heterobasidion annosum*), on observe une diminution du risque pour les conifères sensibles en mélange avec des feuillus (Jactel et al., 2017), ou pour l'oïdium du chêne quand il est entouré d'arbres d'espèces non hôtes (Hantsch et al., 2013). La réduction des infections en forêt mélangée s'expliquerait surtout par une diminution de la probabilité d'infection, via la dilution de l'essence hôte au milieu d'essences non-hôtes constituant des barrières à la dissémination des spores ou des rhizomorphes. Les attaques de micromammifères peuvent être également réduites en peuplements mélangés mais l'essence cible semble plus consommée par les herbivores de plus grande taille, comme les cerfs. Les dégâts d'abrutissement sont réduits en peuplement mélangé quand les jeunes plants de l'essence cible sont entourés par des plantes piquantes ou anti-appétantes (Jactel et al., 2017).



En Nouvelle-Aquitaine, plusieurs études confirment une résistance aux bioagresseurs par association dans les écosystèmes forestiers. **Guyot et al. (2019)** ont quantifié le niveau de défoliation par les insectes herbivores : il diminue quand la richesse spécifique en arbres augmente dans les forêts de chênes du Sud-Ouest de la France (Figure 4.6).

Des études expérimentales menées in situ en Landes de Gascogne (dispositif ORPHEE) confirment les patrons de résistance accrue en forêts mélangées (**Castagneyrol et al., 2017**). Les chênes peuvent être moins attaqués par leurs insectes défoliateurs et les mineuses quand ils sont en mélange avec du pin maritime ou du bouleau (**Castagneyrol et al., 2013; Castagneyrol et al., 2019**). La présence d'espèces autres que le pin maritime limite la colonisation par la processionnaire du pin (*T. pityocampa*) (Figure 4.7; **Dulaurent et al., 2012; Castagneyrol et al., 2014c**) et la présence de bouleau dans les mélanges en réduit les attaques de façon significative et sur le long terme (recul de 7 ans) sur le pin maritime (**Castagneyrol et al., 2014c; Damien et al., 2016; Castagneyrol et al., 2019**).

Le bouleau agit comme barrière aux attaques de la processionnaire sur le pin maritime, en assurant un masquage visuel et en diffusant des odeurs répulsives (**Jactel et al., 2011**). Des résultats analogues ont été obtenus avec la pyrale du tronc (*Dioryctria sylvestrella*) dont les attaques diminuent sur pin maritime entouré de bouleau (**Jactel et al., 2018**); ainsi que pour le gui (*V. album*) sur les peuplements de pins sylvestres (Figure 4.8). Cependant, les conditions climatiques interagissent avec ces effets : ainsi, pour le bouleau, une augmentation des dégâts d'insecte est mesurée dans les mélanges associant le bouleau au pin maritime ou au chêne pédonculé uniquement en cas de stress hydrique (**Castagneyrol et al., 2018**). Par ailleurs des études (menées en Italie) montrent que les attaques parasitaires du cynips du châtaignier (*Dryocosmus kuriphilus*), espèce d'insecte exotique d'origine asiatique présente en Europe du sud depuis 2002 et en Nouvelle-Aquitaine depuis au moins 2012 (**Landmann, 1997**), sont significativement réduites quand le châtaignier est accompagné d'espèces non hôtes, notamment par des chênes européens (**Guyot et al., 2015; Fernandez-Conradi, 2017**). Il n'existe pas encore d'analyses publiées sur la résistance des arbres en forêts mélangées de Nouvelle-Aquitaine aux infections par les champignons pathogènes (**Field et al., 2019**).

En ce qui concerne l'herbivorie des grands mammifères, leur retour depuis la mise en place des plans de chasse dans les années 1960 a été spectaculaire en France – l'abondance des cerfs, chevreuils et sangliers, par exemple, s'est multiplié par un facteur 10 (**Réseau Ongulés Sauvages, 2011**). Leur impact sur les activités humaines, sylvicoles, agricoles et même viticoles s'est multiplié dans les mêmes grandeurs. L'élément essentiel de la gestion est la limitation de ces populations par la chasse. Le chevreuil, très abondant en Nouvelle-Aquitaine, est un herbivore généraliste mais très sélectif; préférant les chênes (*Quercus spp.*), les érables (*Acer campestre*), les charmes (*Carpinus betulus*)

FIGURE 4.6

Pourcentage du niveau de défoliation en fonction de la diversité spécifique d'arbres dans une forêt de chênes (d'après **Guyot et al., 2019**).

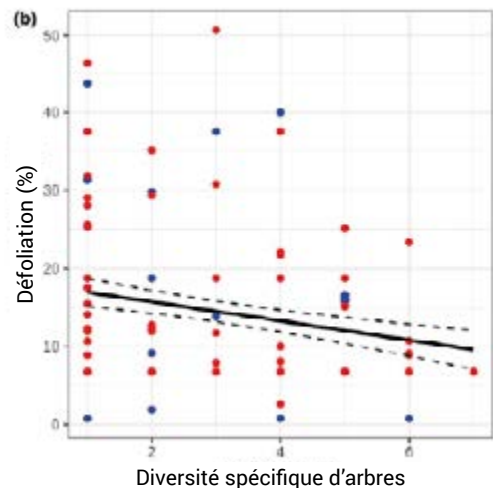
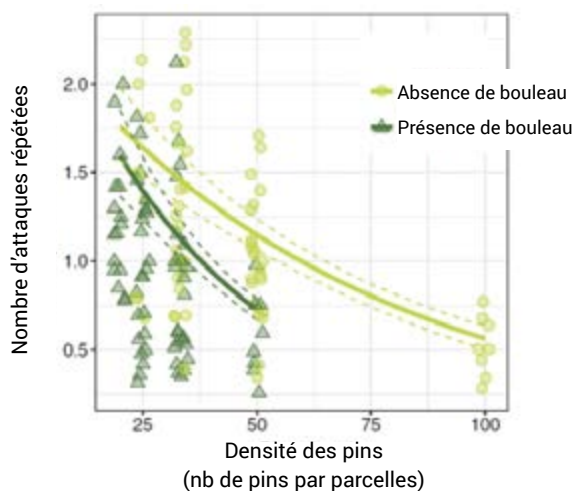


FIGURE 4.7

Effets de la densité de pin et de la présence / absence de bouleau sur la probabilité d'attaques répétées par la processionnaire du pin. Les points représentent des parcelles individuelles en présence (triangle vert foncé) et en absence (rond vert clair) de bouleau dans la parcelle. Les lignes solides et pointillées représentent respectivement les prédictions de modèle linéaire et leur erreur standard (d'après **Castagneyrol et al., 2019**).

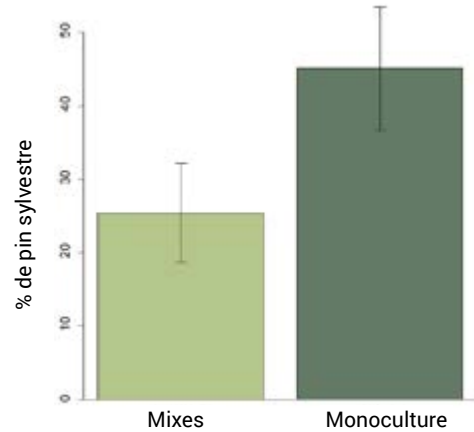




aux hêtres (*Fagus sylvatica*) (Tixier et al., 1997; Verheyden-Tixier et al., 1998, études en Forêt de Chizé). Les recherches ont montré que pour minimiser les dégâts sur les jeunes arbres de ces espèces, les plantes du sous-bois peuvent être utiles, en jouant sur la dilution et la répulsion (ex. par des plantes épineuses, ronces (*Rubus fruticosus*), prunellier (*Prunus spinosa*), aubépine (*Crataegus monogyna*). De nouvelles données sont en cours d'acquisition sur le dispositif de Sore (Landes). Des expériences menées sur le dispositif CommuniTree (voir encadré 1) ont également mis en évidence des effets de la diversité génétique (intraspécifique) des arbres à l'échelle de la parcelle sur leur résistance à l'herbivorie des insectes défoliateurs (Castagneyrol et al., 2012, 2014a; Fernandez-Conradi et al., 2017). La diversité génétique augmente significativement la résistance du chêne pédonculé aux attaques du bombyx disparate (*Lymantria dispar*) en présence de génotypes moins digestes quand la densité de population de chenilles est importante (Fernandez-Conradi et al., 2017).

FIGURE 4.8

Pourcentage moyen ( $\pm$  Erreur standard) des pins sylvestres infestés par le gui (*V. album*) dans des parcelles mélangées vs. monocultures (d'après van Halder et al., 2019).



## CE QU'IL FAUT RETENIR

En Nouvelle-Aquitaine, le rôle positif de la biodiversité sur l'état sanitaire des arbres a été démontré expérimentalement. Les forêts mélangées, notamment celles associant pin maritime et bouleau, sont moins attaquées par la processionnaire et la pyrale du pin que les plantations pures de pin. Des données sont en cours d'acquisition pour d'autres espèces et pour la résistance aux champignons pathogènes et à l'abrutissement par le chevreuil. Les connaissances sont lacunaires pour les autres écosystèmes forestiers régionaux. Un des mécanismes qui expliquent la résistance par association dans les forêts mélangées par rapport aux monocultures est une réduction de la probabilité pour les ravageurs de localiser puis d'infester l'arbre hôte par dilution de la ressource ou par effet de masquage des stimuli attractifs.

**[Fait Établi]** : Landes de Gascogne **[Expériences]** (>10 études); **[Expérimentations]**

### 3.1.3 Diversité des arbres et résistance des peuplements aux perturbations abiotiques



Le vent comme le feu sont des perturbateurs abiotiques qui font partie intégrante de la dynamique naturelle des écosystèmes forestiers (Ulanova, 2000; Wolf et al., 2004; Bond & Keeley, 2005). Le changement climatique global induit un accroissement en fréquence et en intensité d'événements catastrophiques, avec des conséquences dévastatrices en termes socio-économiques et environnementaux (Gardiner et al., 2013; Schröter et al., 2005). La biodiversité peut contribuer à atténuer ces effets, via la diversité de structure (stratification) et de composition des forêts (Cooper-Ellis et al., 1999;

Griess et al., 2012; Jactel et al., 2017). La diversité des essences améliore la stabilité des forêts par une variabilité spécifique de résistance (Hanewinkel et al., 2013), arrêtant par exemple la propagation des dommages pendant une tempête (Dupont et al., 2015). Par ailleurs, la charge de vent sur les feuillus est réduite en hiver (période habituelle des tempêtes en Nouvelle-Aquitaine), en raison de l'absence de feuilles, réduisant la traînée globale (Bonneseoer et al., 2016), de sorte qu'un mélange avec feuillus est généralement bénéfique à la stabilité des forêts de conifères (Felton et al., 2016;





*Valinger & Fridman, 2011*). Enfin, lorsque la canopée est stratifiée en raison de l'âge et de la diversité des espèces, l'absorption de la poussée par le vent se produit sur une plus grande profondeur dans la canopée et réduit de façon significative la charge de vent sur les arbres les plus grands (*Gardiner et al., 2005*). La sensibilité des forêts au feu varie grandement selon leur composition en espèces d'arbres (*Catry et al., 2010*) parce que les dommages causés par le feu dépendent de la capacité d'une espèce particulière à protéger les tissus sensibles et donc à survivre au feu (*Dickinson & Johnson, 2004; Michaletz & Johnson, 2007*). Les mélanges de conifères et de feuillus caduques sont moins sensibles au feu que les forêts de conifères pures (*Hely et al., 2000, 2001; Fernandes, 2009*). La structure forestière (distribution en classes d'âge et en dimensions des arbres) contrôle la propagation du feu (*Gonzalez et al., 2007; Silva et al., 2009; Garcia-Gonzalo et al., 2012*), l'intensité (*Fernandes, 2009*), la probabilité d'effet de torche (*Kafka et al., 2001*) et finalement le taux de mortalité au niveau du peuplement (*Gonzalez et al., 2007*). Enfin, les

forêts plus diversifiées ont tendance à être moins affectées par des sécheresses intenses dans les régions tropicales (*Schwendenmann et al., 2015*) et dans les régions tempérées (*Forrester, 2015*). Cependant, dans les biomes forestiers au climat plus rude, comme les forêts méditerranéennes ou de montagne ou boréales, la diversité des arbres n'a eu aucun effet significatif sur la résistance des peuplements à la sécheresse (*Grossiord et al., 2014a,b*). Par ailleurs, la productivité à long terme des forêts mixtes en Europe est moins affectée par les épisodes de sécheresse que celle des forêts pures (*Jucker et al., 2014*). Les différences dans la réponse à la sécheresse entre les forêts pures et mixtes sont probablement dues aux effets d'identité des espèces plutôt qu'à leur diversité. Par conséquent, la réponse des espèces d'arbres à la sécheresse dans les forêts mélangées est très variable, dépendant de la composition du mélange (*Forrester et al., 2016; Jactel et al., 2017*).



Incendies forestiers et tempêtes sont relativement fréquents en Nouvelle-Aquitaine. Sur les trente dernières années, en moyenne 1 600 départs de feux sont enregistrés chaque année en ex-Aquitaine, ce qui en fait la première région de France en termes de fréquence (*GIP Atgeri, 2019a*). Trois tempêtes hivernales majeures ont touché la Nouvelle-Aquitaine, Martin en 1999, Klaus en 2009 et Xynthia en 2010, provoquant des dégâts considérables dans les forêts de la région (*GIP Atgeri, 2019b*). Si les incendies pourraient gagner en fréquence et étendue du fait de l'aggravation observée des sécheresses en Nouvelle-Aquitaine, aucune tendance claire n'est observée pour le rythme des tempêtes (*AcclimaTerra, 2018*). Aucune étude n'a été publiée en Nouvelle-Aquitaine sur le rôle de la diversité des essences forestières dans la résistance aux aléas abiotiques comme les feux de forêt ou les tempêtes hivernales, même si un certain nombre d'études ont abordé l'effet des tempêtes (*Cucchi & Bert, 2003; Rossi et al., 2009*) ou des feux (*Parisien et al., 2018*) sur la forêt en Nouvelle-Aquitaine et sa santé. La tempête de décembre 1999 a surtout détruit la majeure partie des hêtraies âgées de plus de 40 ans de la forêt de Chizé, alors que les vieilles chênaies, plus diversifiées, ont été certes touchées mais sont restées debout (*ONF, 2016*). En forêt de Chizé (forêt de plaine), le hêtre est dans un contexte défavorable (dépérissement) face aux changements climatiques et au manque en ressource hydrique (*Bresson et al., 2011; Lahondière, 1996*). Des études menées dans les Pyrénées (espagnoles) indiquent une meilleure croissance et résistance à la sécheresse du hêtre quand il pousse en mélange avec du pin sylvestre qu'en peuplements purs de hêtres (*González de Andrés et al., 2017, 2018*). Le dispositif ORPHEE est le seul au monde à comparer de façon expérimental l'effet de la diversité des essences forestières sur la survie et la croissance des arbres en

conditions contrôlées de sécheresse, grâce à un équipement d'irrigation. Il fournira bientôt des résultats sur la résistance à la sécheresse des forêts mélangées.



Saint-Martin de Sescas ©Philippe Deuffic

## CE QU'IL FAUT RETENIR

Les études internationales indiquent que les risques de dégâts aux forêts associés aux perturbations comme les incendies, tempêtes ou sécheresses peuvent être atténués en associant des essences feuillues aux peuplements de conifères. Ces résultats demandent à être confirmés dans le contexte de la Nouvelle-Aquitaine.

**[Tendances]** Forêt de Chizé uniquement **[Etudes empiriques]** (~5 études)

## 3.2. LA BIODIVERSITÉ EN TANT QUE SUPPORT INDIRECT DE PRODUCTION SYLVICOLE

### 3.2.1 Biodiversité, qualité des sols et recyclage de la matière organique



La biodiversité végétale favorise la biodiversité des microorganismes du sol (bactéries et champignons) en augmentant la quantité et la diversité des ressources (exsudats racinaires et litière de feuilles), le nombre d'hôtes potentiels, les micro-habitats physiques ainsi que les conditions micro-environnementales (Hooper et al., 2000; Wardle, 2006; Millard & Singh, 2010; Eisenhauer et al., 2011; Prober et al., 2015). Ainsi, des modifications ou pertes dans la composition des communautés végétales peuvent impacter la structure, l'activité, et les fonctions des communautés microbiennes du sol (van Der Heijden et al., 2008; Fanin et al., 2018), entraînant des répercussions en cascade sur la décomposition des litières, le recyclage des nutriments ou la formation de la matière organique (Handa et al., 2014; Wagg et al., 2014; Lange et al., 2015; Kallenbach et al., 2016). En outre, la diversité des communautés de champignons saprotrophiques et mycorhiziens diffère selon les espèces

d'arbres en monoculture, change avec le remplacement des peuplements naturels par des plantations monospécifiques, et on observe une corrélation négative entre richesse spécifique des champignons et taux de minéralisation de l'azote (Buée et al., 2011). Réciproquement, les communautés microbiennes peuvent promouvoir la biodiversité végétale en augmentant la quantité de nutriments disponibles (azote et phosphore) ou la résistance des plantes face aux changements climatiques (sécheresse; Zak et al., 2003; Bardgett & van der Putten, 2014; Peter et al., 2016). On estime que plus de 20 000 espèces végétales ont besoin de symbiotes microbiens (mycorhizes ou bactéries fixatrices d'azote) pour se développer et se reproduire (van Der Heijden et al., 2008), soulignant ainsi l'importance de la biodiversité du sol dans la productivité des forêts.



En Région Nouvelle-Aquitaine, une étude sur 54 sols forestiers a montré que la biodiversité des microorganismes du sol était relativement faible et homogène par rapport à l'ensemble du territoire français (Dequiedt et al., 2009). Ceci suggère que les sols acides et sableux des Landes (de type podzol) présentent de fortes contraintes édaphiques sur les communautés microbiennes. Il a été démontré que 53% du phosphore total des sols forestiers des Landes était immobilisé dans la biomasse microbienne (Ekenler & Tabatabai, 2002). En particulier, le pin maritime pourrait bénéficier de son

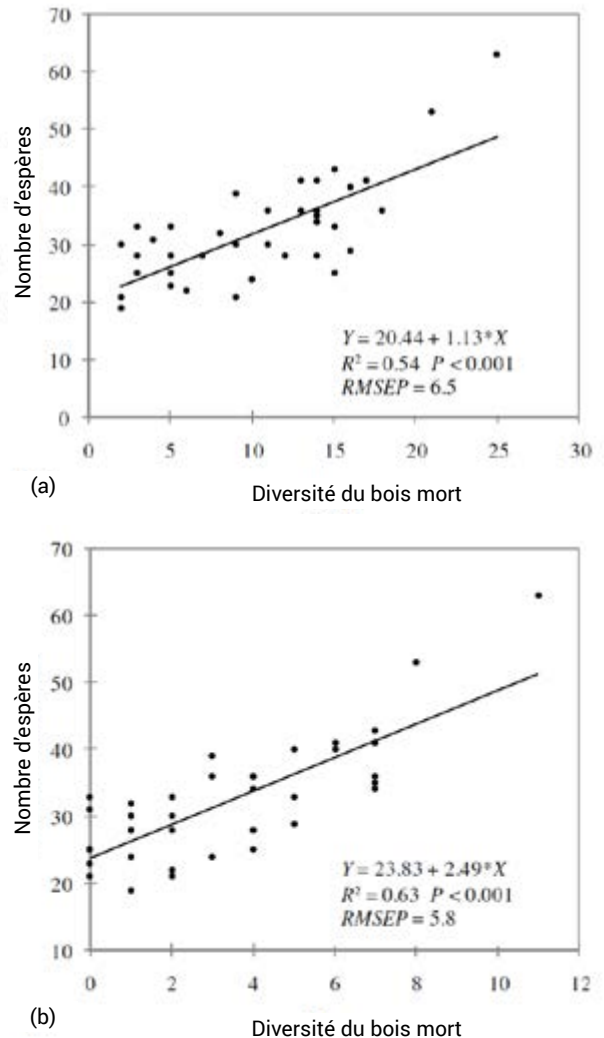
association avec les champignons au travers d'une plus grande exploration du milieu (association avec le champignon mycorhizien *Heleboma cylindrosporium*) ou d'une meilleure efficacité de mobilisation du phosphore par action chimique (association avec le champignon mycorhizien *Rhizopogon roseolus*; Casarin et al., 2004). D'autres interactions symbiotiques entre l'ajonc européen (*Ulex europeaus*) présent spontanément dans la strate arbustive et les bactéries de ces nodosités racinaires contribuent à la fixation de l'azote atmosphérique (avec des taux de fixation de 70% à 85% en



présence de fertilisation en phosphate) et à sa mise à disposition dans le sol au moment de la décomposition de la litière (Augusto et al., 2005). Ces résultats préliminaires suggèrent que les communautés microbiennes jouent un rôle clé sur la fertilité des sols via les cycles biogéochimiques en forêt tel que le cycle du phosphore (Achat et al., 2010). En particulier, les mélanges d'essences forestières (pin et bouleau) pourraient favoriser l'efficacité d'utilisation des nutriments et l'activité des microorganismes (Maxwell, thèse en préparation), avec en retour des effets bénéfiques sur la croissance des arbres dans des milieux pauvres en nutriments. Des expérimentations en cours basées sur la vitesse de recyclage de la matière organique (à l'aide de sachets de thé, « tea bag experiments » ; Djukic et al., 2018) dans le dispositif de recherche ORPHEE suggèrent une meilleure décomposition des litières dans les forêts mélangées que dans les monocultures de pin maritime (Jacquet et al., 2018; Rahman et al., 2018). Ainsi, en surface, des arthropodes favorisent le recyclage de la matière organique du sol en participant à la dégradation de la litière végétale et à la décomposition du bois mort; en particulier, l'activité de dégradation de la litière végétale par les cloportes peut attendre de **200 à 800 kg/h/an** en forêt de feuillus (Jambu et al., 1988; Mocquart et al., 1987). Les coléoptères saproxyliques décomposent le bois mort mais le maintien de leur habitat et d'une communauté diversifiée dépend de la présence de bois mort et de tailles différentes dans les forêts exploitées (Brin et al., 2011). Sur 40 parcelles, la diversité des types de bois mort plutôt que le volume du bois mort explique 75% de la richesse spécifique des coléoptères saproxyliques en Landes de Gascogne (Figure 4.9; Brin et al., 2009).

FIGURE 4.9

Corrélation positive entre la diversité du bois mort (a : diamètre > 1 cm; b : diamètre > 15 cm) avec la richesse spécifique des coléoptères saproxyliques en Landes de Gascogne (d'après Brin et al., 2009).



## CE QU'IL FAUT RETENIR

Les études menées en Région Nouvelle-Aquitaine suggèrent un rôle clé des communautés microbiennes dans la fertilité des sols et le recyclage de la matière organique en milieu forestier. L'activité de ces communautés pourrait bénéficier de la mixité d'essences forestières, tandis que les espèces végétales bénéficient de leur association avec les micro-organismes du sol comme les champignons mycorhiziens.

**[Fait établi]** [Etudes empiriques] (>5 études) ; [Expérimentations]



3.2.2 Diversité des ennemis naturels et contrôle biologique des agresseurs



La qualité et le rendement de la production de bois dépend de la bonne santé des arbres. En forêt, les interactions complexes qui existent entre espèces végétales, animales, fongiques et microbiennes conditionnent à la fois le niveau de susceptibilité des arbres aux agressions des herbivores et aux maladies, et celui de régulation exercée par d'autres espèces appartenant aux différents niveaux trophiques de l'écosystème forestier. Une régulation de l'herbivorie des insectes est naturellement exercée par les communautés de vertébrés insectivores forestiers, en particulier les chiroptères (chaves-souris) et les oiseaux (Charbonnier et al., 2016). Ainsi plusieurs espèces d'oiseaux et de chaves-souris insectivores sont prédatrices de la processionnaire du pin (*Thaumetopoea pityocampa*) à différents stades de son développement (œufs, chenilles,

chrysalides et papillons) qu'elles soient spécialistes comme la Huppe fasciée (*Upupa epops*), le coucou geai (*Clamator glandarius*), le coucou gris (*Cuculus canorus*), l'engoulevent d'Europe (*Caprimulgus europaeus*) ou généralistes comme la mésange charbonnière (*Parus major*), la pipistrelle de Kuhl (*Pipistrellus kuhlii*) ou la sérotine commune (*Eptesicus serotinus*) (Barbaro & Battisti, 2011; Charbonnier et al., 2014). Les interactions entre différents ravageurs peuvent également modifier le potentiel de contrôle biologique des herbivores sur les plantes hôtes. Ainsi, une méta-analyse de plus de 1 000 cas montre que les attaques d'insectes herbivores sont en moyenne réduites sur les plantes déjà infectées par des champignons pathogènes (Fernandez-Conradi et al., 2018a).

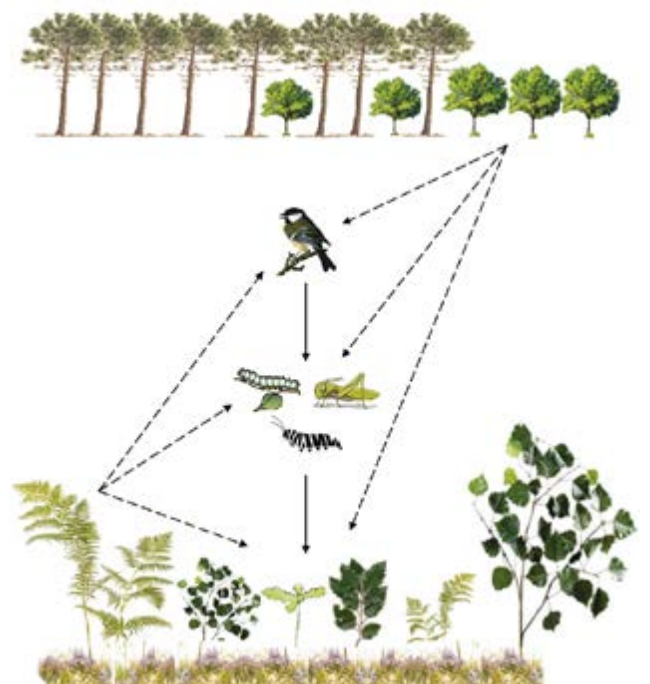


À l'échelle d'une parcelle forestière, outre la diversité génétique et spécifique des essences dominantes, la composition des communautés de plantes herbacées et arbustives influence directement l'herbivorie des insectes et indirectement leur niveau de prédation par les oiseaux. Il s'agit d'une cascade d'interactions entre espèces végétales, insectes herbivores et oiseaux insectivores dont le résultat dépend en particulier du degré de spécialisation trophique à la fois des insectes ravageurs et des vertébrés prédateurs. Ainsi, le type de peuplement forestier et le voisinage végétal herbacé environnant les plantules de chênes et de bouleaux modifient ces cascades trophiques, en diminuant à la fois le niveau de colonisation des plantules par les insectes herbivores spécialistes (mineuses des feuilles) mais aussi la prédation des insectes herbivores défoliateurs par les oiseaux d'environ 40% (voir Figure 4.10; Giffard et al., 2013; Giffard et al., 2012a,b).

Différents résultats expérimentaux obtenus in situ en Landes de Gascogne illustrent le rôle de régulation de l'herbivorie que peuvent jouer les ennemis naturels des insectes herbivores, les oiseaux insectivores en particulier. Ce contrôle biologique dépend étroitement de la diversité végétale horizontale et verticale de la parcelle forestière (hétérogénéité du sous-bois et stratification verticale plus ou moins complexe des peuplements), mais également des effets de lisière entre peuplements forestiers et milieux ouverts adjacents (Barbaro et al., 2014). Ainsi, le taux de mortalité des œufs de processionnaire du pin dû à la prédation a pu être quantifié à hauteur de 20% (Castagneyrol et al., 2014b) et celui des chrysalides de processionnaire par la huppe fasciée peut aller jusqu'à 75% (Barbaro & Battisti, 2011). Le taux de prédation des imagos par les chaves-souris

FIGURE 4.10

Dans les Landes de Gascogne, la résistance à l'herbivorie des arbres est favorisée par la biodiversité à différentes échelles, de la parcelle au paysage et en fonction de différents facteurs d'âge et d'environnement des forêts dans un jeu complexe d'interactions entre la composition des communautés végétales, des communautés d'herbivores et de leurs prédateurs hébergés par l'écosystème forestier (illustration d'après Giffard, 2011).





(Charbonnier et al., 2014) et l'engouement d'Europe reste à quantifier mais il est potentiellement très important localement (Barbaro et al., 2015).

La diversité du paysage a également un rôle dans la capacité des forêts à résister aux attaques de ravageurs. La présence d'un paysage hétérogène avec une mosaïque d'habitats différents permet de conserver la diversité des communautés animales associées (Barbaro et al., 2005; Barbaro et al., 2007; Barbaro & van Halder, 2009; Charbonnier et al., 2016b; van Halder et al., 2008) et de champignons foliaires (Fort et al., 2016). Cette diversité pourrait favoriser la résistance des arbres-cibles aux bioagresseurs (Jactel et al., 2002), notamment via la prédation par des ennemis naturels, insectes, oiseaux ou mammifères (Barbaro et al., 2015; Charbonnier et al., 2014; Charbonnier et al., 2016a). Par exemple, la conservation des populations de huppe fasciée dont

une des ressources alimentaires principales en Landes de Gascogne sont les chrysalides de processionnaire du pin (*T. pityocampa*) nécessite la présence d'îlots de forêt de feuillus à cavités où l'espèce niche ainsi que des zones herbacées rases où elle chasse en lisières de plantations de pin (Barbaro et al., 2007). Par ailleurs l'activité prédatrice des chauves-souris est plus élevée dans les forêts mélangées de chênes et de pin que dans les monocultures de pin maritime (Charbonnier et al., 2014; Charbonnier et al., 2016). Enfin on observe une augmentation significative de l'abondance et de la diversité des coléoptères carabiques prédateurs avec la diversité des arbres et des plantes du sous-bois (Jouveau et al., 2019), ainsi que de la diversité des habitats forestiers à l'échelle de la mosaïque paysagère (Barbaro et al., 2007).

## CE QU'IL FAUT RETENIR

En Nouvelle-Aquitaine, les vertébrés insectivores forestiers (oiseaux, chauve-souris) exercent une action de prédation sur les insectes ravageurs (comme la processionnaire du pin) et contribuent ainsi à la régulation de l'herbivorie par les arthropodes. L'abondance de ces ennemis naturels et leur activité de régulation tendent à augmenter avec la diversité végétale à plusieurs échelles, au niveau de la strate herbacée (diversité des plantes du sous-bois), du couvert forestier (mélanges d'essences feuillues et de pin maritime) et du paysage (présence d'îlots de feuillus, notamment de chênes, et effets de lisières avec les habitats ouverts adjacents).

**[Fait établi]** : Landes de Gascogne [Etudes empiriques] (>10 études) ; [Expérimentations]

### 3.2.3 Régénération et renouvellement des peuplements forestiers et de la flore associée



En forêt, de nombreux organismes (insectes ou vertébrés) participent à la pollinisation et à la dispersion des graines. En France, trois quarts des forêts sont soumises à une gestion qui favorise la régénération naturelle (Forest Europe, 2015), impliquant un rôle-clé des disperseurs de graines pour le renouvellement de certaines essences forestières majeures comme le chêne ou le hêtre. Par exemple, le geai de chênes (*Garrulus glandarius*) peut récolter des milliers des glands de chêne durant une glandée et les transporter sur plusieurs kilomètres (Pesendorfer et al., 2016). En outre, certaines espèces animales jouent un rôle important dans le maintien des communautés végétales associées aux peuplements (Garcia & Martinez, 2012; Gonzalez-Varo et al., 2013). La richesse locale ou régionale en espèces d'arbres est plus importante en

présence d'une plus grande diversité d'animaux pollinisateurs et disperseurs (Lehouck et al., 2009; Beaune et al., 2013; Bueno et al., 2013), qui permet aussi d'augmenter la complexité de la structure de la communauté végétale forestière (Terborgh et al., 2008; Lehouck et al., 2009; Markl et al., 2012). Enfin, l'action d'herbivorie des cervidés augmente la richesse spécifique végétale en forêt (Bernard et al., 2017; Boulanger et al., 2018; résultats issus du réseau RENECOFOR, dont 9 sites en Nouvelle-Aquitaine).



Même si en Nouvelle-Aquitaine, pratiquement toutes les essences autochtones majeures sont pollinisées par le vent, des espèces d'arbres sub-dominantes, pionnières ou héliophiles et donc plus rares en peuplement forestier mais considérées à forte valeur ajoutée pour leur bois précieux comme l'alisier torminal (*Sorbus torminalis*), le cormier (*S. domestica*) ou encore le merisier (*Prunus avium*), sont pollinisées par des insectes. Peu d'études expérimentales ou empiriques dans la région ont concerné le rôle des interactions plante-animal pour la pollinisation et la régénération des espèces végétales des strates herbacées et arbustives. Celles-ci peuvent avoir un rôle-clé pour le maintien ou l'abondance des auxiliaires, de parasitoïdes ou de prédateurs, à travers la fourniture de pollen et de nectar pour leurs larves, et de leurs sites de nidification ainsi que pour le maintien d'un paysage diversifié, ou encore pour la provision de baies et fruits ou la fertilisation des sols. Ainsi l'ajonc européen (*Ulex europeus*) et le genêt à balais (*Cytisus scoparius*), communs en forêt des Landes de Gascogne, sont pollinisés exclusivement par des bourdons par un mécanisme de pollinisation explosive (Stout, 2000), mais aucune étude n'a porté sur la capacité des espèces de bourdons à maintenir des populations viables dans ce paysage. Des espèces exotiques d'intérêt sylvicole comme les eucalyptus ou le robinier (*Robinia pseudoacacia*) ne peuvent être pollinisées que par des animaux. En Europe, l'abeille mellifère est le principal pollinisateur du robinier (Giovanetti & Aronne, 2013). Cependant l'obtention de plants pour ces es-

pèces se fait généralement par propagation clonale en pépinière sans nécessiter la présence de pollinisateurs. En même temps, une pollinisation efficace augmente le risque d'envahissement par le robinier (ce qui est déjà le cas dans certaines zones).

Les principales espèces de feuillus de la famille des Fagaceae dépendent des oiseaux ou mammifères pour la dispersion de leurs graines. L'analyse de faeces de trois ours brun eurasiens (*Ursus arctos arctos*) réintroduits dans les Pyrénées indique le potentiel de l'espèce comme disperseur des graines à longue distance pour un ensemble d'espèces végétales forestières (Lallero-ni et al., 2017). Les feuillus précieux sont dispersés par les oiseaux et les mammifères frugivores comme par exemple, le merle noir (*Turdus merula*), les grives (*Turdus spp.*) ou le renard roux (*Vulpes vulpes*). Même dans les plantations de pin maritime des Landes de Gascogne, la régénération naturelle de feuillus (principalement des chênes) a fortement augmenté ces dernières années. Ce phénomène profite de deux facteurs: (i) un changement des pratiques de gestion suite à la découverte que la présence de feuillus peut réduire l'impact de la chenille processionnaire sur les plantations de pin (Dulaurent et al., 2012), et (ii) la forte capacité d'expansion des chênes à travers le paysage grâce à une dispersion de glands très efficace par le geai de chênes (Gerzabek et al., 2017).

## CE QU'IL FAUT RETENIR

Le renouvellement naturel des peuplements forestiers en Nouvelle-Aquitaine dépend d'une grande variété d'animaux: des insectes pour la pollinisation des espèces d'arbres sub-dominantes, aux oiseaux et aux mammifères pour la dispersion à longue distance des principales espèces de feuillus. Les interactions plante-animal impliquées dans la régénération des forêts restent cependant sous-étudiées à l'échelle régionale.

**[Tendance]** [Etudes empiriques] (~5 études)



### 3.3. BIODIVERSITÉ ET SERVICES DE RÉGULATION

#### 3.3.1 Biodiversité, qualité des sols et recyclage de la matière organique



À l'échelle mondiale, les forêts représentent un puits de carbone de l'ordre 2,4 +/- 0,4 milliards de tonnes de CO<sub>2</sub> par an (Pan et al., 2011) soit environ 30 à 40% des émissions fossiles. Les forêts européennes contribueraient à stocker environ 10% des émissions de gaz liées à l'utilisation des énergies fossiles (Bellassen & Luyssaert, 2014). Les écosystèmes terrestres français constituent un puits net de carbone, estimé en France métropolitaine à 4 t CO<sub>2</sub>/ha/an soit près de 20% des émissions françaises de 2015 (EFESE, 2019). Les milieux forestiers représentent une surface conséquente à l'échelle de la France métropolitaine avec environ 16,5 millions d'hectares soit près de 30% de la surface du territoire métropolitain, et donc sans surprise ce puits est principalement constitué des écosystèmes forestiers de métropole qui, en plus de fournir le bois nécessaire à la transition bas carbone, séquestrent près de 90 millions de tonnes de CO<sub>2</sub>eq par an (Citepa, 2017). Les stocks de

carbone contenus dans les milieux forestiers en France sont cependant hétérogènes du fait des différences de conditions environnementales et notamment pédoclimatiques : ils sont les plus élevés en forêts fermées et feuillues (c. 730 t CO<sub>2</sub>eq/ha), tenant compte des flux de séquestration dans la biomasse et de la séquestration de carbone dans les sols et le bois mort présent en forêt (Martel et al., 2016). Les forêts âgées stockent également plus de carbone (IFN, 2005). Une étude récente a montré une augmentation du stockage de carbone avec l'augmentation de la diversité des essences forestières en mélange dans un peuplement, avec un doublement des stocks de C dans les mélanges de 16 espèces par rapport aux monocultures de ces essences (Huang et al., 2018). Ces résultats ont été confirmés dans les forêts tropicales (Li et al., 2019).



En Région Nouvelle-Aquitaine, le stock de carbone dans les sols de la forêt des Landes de Gascogne, constituée essentiellement de plantations de pin maritime, est évalué à 50-60 tC/ha (IFN, 2005). L'accumulation de carbone dans la biomasse ligneuse (aérienne) est estimée à + 0,62 MtC/an dans les forêts plus diversifiées, avec davantage de feuillus, de Dordogne et

du Lot et Garonne et de + 0,35 MtC/an dans les plantations de pin maritime. Cependant aucune étude n'a encore testé, en Nouvelle-Aquitaine, l'effet de la biodiversité des espèces d'arbres sur la capacité de séquestration du carbone.

## CE QU'IL FAUT RETENIR

Les forêts françaises séquestrent près de 20% des émissions de GES du pays et constituent un puits net de carbone. Bien que la capacité de stockage des écosystèmes forestiers augmente avec la diversité des essences dans les peuplements, aucune étude scientifique n'a étudié cet effet en Région Nouvelle-Aquitaine.

**[Projection]** Aucune étude en NA

### 3.3.2 Biodiversité et limitation de l'érosion des sols



De par leur fort ancrage racinaire, leur capacité d'interception de l'eau et du vent, et le dépôt de litières, les forêts contribuent de façon majeure à la lutte contre l'érosion, notamment sur les sols en pente, comme en forêts de montagne (ex. contribution des forêts aux RTM, restauration des terrains en montagne) ou en dunes littorales. Ainsi les sols agricoles perdraient cinq fois plus de sédiments par érosion que les sols recouverts de forêt (*Fiquepron et al., 2013*). Le maintien de forêts diversifiées, gérées en futaies jardinées sur de longues révolutions, seraient particulièrement favorables au maintien de la biodiversité des sols, qui joue sur la porosité des sols, et sur la

fixation des sols instables (*Trum et al., 2011*). Ils n'en reste pas moins que des forêts de plantations pures permettent de lutter efficacement contre l'érosion en milieu littoral, comme le montrent les boisements de pin maritime sur la dune atlantique en Nouvelle-Aquitaine, ou contre l'érosion en montagne, comme en attestent les plantations de conifères dans les RTM. Ce serait donc surtout la faible intensité des exploitations en forêts naturelles mélangées ainsi que l'apport de bois mort au sol qui expliqueraient leur meilleure contribution à la lutte contre l'érosion.



La plus grande partie des dunes de la côte sableuse d'ex-Aquitaine a été fixée par boisement à base de Pin maritime au XIX<sup>ème</sup> siècle par l'Etat. Proche de l'océan, face à l'avancée des sables dans les plantations, une dune littorale a été érigée deuxième moitié du XIX<sup>ème</sup> pour protéger la jeune forêt. Aujourd'hui la grande majorité des dunes d'ex-Aquitaine sont gérées par l'Office National des Forêts. Cette gestion qui s'appuie sur les processus dynamiques naturels, permet de conserver la mosaïque de paysages et la biodiversité, tout en contrôlant le degré de mobilité et de perturbation lié aux actions des vagues, du vent (et du piétinement) afin d'éviter une progression trop rapide vers l'intérieur des terres (*Clus-Auby, 2003*).

#### CE QU'IL FAUT RETENIR

Les forêts diversifiées sont favorables à la diversité des sols qui améliore les propriétés biophysiques comme l'infiltration et la porosité, déterminants du risque d'érosion. La faible intensité de l'exploitation et l'apport de bois mort peuvent expliquer la meilleure résistance à l'érosion des forêts naturelles mélangées, mais aucune étude n'a étudié cet effet en Région Nouvelle-Aquitaine.

**[Suggestion]** Une seule étude en NA

### 3.3.3 Biodiversité et épuration de l'eau et de l'air



Les forêts exercent un important rôle de régulation de la qualité de l'eau dans les bassins versants où elles occupent la majorité des surfaces. Ce rôle est particulièrement recherché dans les zones de captage des sources d'eau potable, le long des fleuves et rivières (ripisylves), et le long du littoral (forêts dunaires ou de bords de lacs). A l'inverse de certaines forêts de plantation à gestion intensive, les forêts naturelles, riches en essences, ne reçoivent pas d'apports d'intrants chimiques de type engrais ou herbicides; tandis que la pollution de l'eau par des hydrocarbures utilisés lors des travaux sylvicoles en forêts de plantation est possible. Les forêts mixtes assemblant conifères et feuillus seraient plus efficaces dans leur régulation de la quantité de nitrates dans l'eau que les peuplements purs de conifères (*EFESE, 2018*). Enfin, toute ouverture du couvert forestier favorisant les drainages d'éléments minéraux et l'acidification des eaux, la diversité des essences forestières assure un service indirect en réduisant les risques sanitaires (vent,

feu, insectes). Les forêts ont également la capacité de réguler les crues modérées en interceptant une grande partie des précipitations ou en permettant une rétention d'eau dans les sols forestiers. La diversité des forêts permettrait de mieux participer à la régulation du débit d'eau dans les bassins versants en favorisant une meilleure croissance aérienne et racinaire. Les forêts mélangées auraient ainsi une meilleure efficacité de régulation des crues, comme sur le fleuve Yang Tsé en Chine, que les forêts pures (*Guo et al., 2000*). De même, au Panama, *Sprenger et al. (2013)* ont constaté qu'un mélange d'essences d'arbres maintenait un débit d'eau plus régulier que les monocultures forestières (*Thompson et al., 2014*). Par ailleurs, les forêts assurent l'épuration de l'air, notamment des particules toxiques ambiantes. Les polluants atmosphériques tels que l'ozone (O<sub>3</sub>) et les particules abiotiques (particules fines) ou biotiques (grains de pollen) constituent un danger pour la santé humaine. Le pollen d'arbres comme le bouleau, le cyprès



et le noisetier sont des allergènes importants. Une étude sur les allergies au pollen (*Cariñanos & Casares-Porcel, 2011*) estime que l'augmentation de la biodiversité des espaces verts en ville pourrait réduire jusqu'à 30% la charge allergénique en pollen. Les arbres et les forêts sont également des filtres efficaces pour l'O<sub>3</sub> et les microparticules (*Bottalico et al., 2017*). L'efficacité des arbres à piéger les particules et le pollen dépend de l'indice de surface foliaire (SLA) et des propriétés de la surface foliaire comme la forme et la rugosité (*Leonard et al., 2016*). L'effet d'épuration de l'air des arbres semble donc dépendre fortement de la structure des feuilles et du couvert végétal, et donc de la diversité des espèces d'arbres et de la diversité de leurs caractéristiques architecturales.



Cependant à notre connaissance aucune étude n'a encore vérifié, en Nouvelle-Aquitaine, l'effet de la biodiversité des espèces d'arbres sur la capacité des forêts à améliorer la qualité de l'eau et de l'air.



©Frank D'amico

## CE QU'IL FAUT RETENIR

Les forêts ont une capacité de régulation et d'épuration importante à la fois pour l'eau et pour l'air. La diversité forestière permet de réduire la concentration de produits chimiques comme le nitrate et de contrôler des crues modérées; tandis qu'elle favorise la filtration des polluants atmosphériques. Cependant, ces effets n'ont fait l'objet d'aucune étude en Nouvelle-Aquitaine.

**[Projection]** Aucune étude en NA

## 3.4. BIODIVERSITÉ FORESTIÈRE ET PROVISION DE RESSOURCES NON LIGNEUSES

### 3.4.1 Biodiversité hébergée par les écosystèmes forestiers



Les écosystèmes forestiers sont les écosystèmes terrestres qui hébergent le plus grand nombre d'espèces animales et végétales avec près de 80% de la biodiversité terrestre mondiale (*UICN 2019*). Parmi les forêts, les forêts tropicales humides sont les plus riches, avec 77% des espèces d'oiseaux, dont les 2/3 en forêts tropicales (*BirdLife International, 2018; Mikusinski et al., 2018*). C'est également le cas pour les arthropodes qui regroupent la très grande majorité des espèces animales : près de 20 000 espèces/ha dans les forêts tropicales humides (*Basset et al., 2012*). Les forêts tempérées sont moins riches en espèces mais constituent un important réservoir de biodiversité (*Gaston, 1996; Ehrlich, 1996*). Des études conduites sur plusieurs forêts européennes dont certaines situées en France, estiment que les forêts

tempérées peuvent contenir entre 5 000 et 10 000 espèces dont plus de 65% d'animaux, 10 à 20% d'espèces végétales et 15 à 30% d'autres espèces comme les champignons, les lichens ou les algues (*Vallauri & Neyroumande, 2009*). Les mammifères, les oiseaux, les reptiles et les amphibiens ne représentent que 3% de la biodiversité forestière. Les forêts françaises abritent 71 des 123 espèces de mammifères, 120 des 357 espèces d'oiseaux, 11 des 38 espèces de reptiles, 13 des 38 espèces d'amphibiens et 1 456 des 6 000 espèces de plantes vasculaires (*Vallauri, 2003*). Cependant on peut noter des variations importantes entre forêts de plantation et forêts naturelles, ces dernières, par la présence d'habitats plus variés et plus complexes, hébergeant une biodiversité plus importante (*Brockerhoff et al., 2008*).





Les forêts de Nouvelle-Aquitaine, du fait de leur diversité, hébergent une biodiversité remarquable : sur le plan des arbres, pas moins de **131** espèces sont ainsi présentes en Nouvelle-Aquitaine. Parmi ces espèces, 80 espèces d'arbres sont indigènes. Avec au total 194 espèces recensées à l'échelle nationale, la région abrite donc plus de deux tiers (**67.5%**) des espèces d'arbres de France. Mais cette biodiversité n'est pas exclusivement inféodée aux forêts matures ou aux essences diversifiées : elle est aussi en partie abritée par des forêts de plantations gérées par des coupes rases, ce qui engendre une biodiversité très particulière, héritage de la période où les landes étaient majoritaires, avec des enjeux de conservation distincts (espèces de milieux ouverts) de ceux de la biodiversité forestière habituelle. Les forêts de plaine sont quant à elles très fragmentées (à part dans les Pyrénées), mais aux enjeux très originaux aussi. Ainsi la Région Nouvelle-Aquitaine a une responsabilité importante vis-à-vis de la conservation de nombreuses espèces principalement abritées par le milieu forestier. Pour ce qui est de la flore, la forêt de Nouvelle-Aquitaine abrite **1 411** espèces de plantes vasculaires en sous-bois (*IGN, 2019*) soit environ **25%** de la flore française (tous écosystèmes confondus).

Le nombre d'espèces de champignons recensés en France dépasse les 20 000 (*Courtecuisse & Duhem, 2007*) dont **75%** vivent en forêt. Il est couramment admis que la diversité des champignons forestiers est positivement corrélée à celle des essences forestières (*Buée et al., 2011; Bonari et al., 2017*). Les forêts composées de plusieurs espèces abritent davantage de champignons saprotrophes (se développant sur les feuilles et les débris ligneux de la litière) et mycorrhiziens (en symbiose avec les racines des arbres). Pour ce qui est des animaux, le pic de Lilford (*Dendrocopos leucotos lilfordi*), une sous-espèce du Pic à dos blanc dont une population isolée du reste de son aire de distribution plus orientale, existe dans les forêts des Pyrénées occidentales (*Grangé, 2002; Grangé & Vuilleumier, 2009*). Les forêts de Nouvelle-Aquitaine abritent aussi des parts significatives à très significatives de rapaces diurnes (*Thiollay & Bretagnolle, 2004*), comme l'élanion blanc ou l'aigle botté, classé vulnérable par l'UICN (*UICN France, 2016*) et dont la distribution est relativement limitée en Aquitaine (*Carlou, 1987; Theillout, 2015*); de rapaces nocturnes comme la chouette de Tengmalm (*Theillout & Collectif faune-aquitaine.org, 2015*); d'autres oiseaux comme l'engoulevent d'Europe (*Caprimulgus europaeus, Barbaro et al., 2003*) ou le busard cendré et le busard saint martin, qui trouvent des sites favorables de reproduction dans les landes; des papillons comme le fadet des laïches (*Coenonympha oedippus*) qui se reproduit dans les landes à molinie du massif forestier des Landes de Gascogne (*van Halder et al., 2008; van Halder et al., 2011*) et qui est classé par l'UICN comme espèce en danger (*van Swaay et al., 2010*), ou la Bacchante (*Lopinga achine*) (protégée et vulnérable sur la liste rouge Européenne (*UICN, 2010*)); de plusieurs espèces d'amphibiens et de reptiles comme la couleuvre d'Esculape (*Zamenis longissimus*) ou le triton marbré, (*Triturus marmoratus*) (*Le Moigne & Jailloux, 2013*); et enfin de nombreuses espèces de chauve-souris (*Charbonnier et al., 2016a,b*). Concernant ces dernières,

sur les **27** espèces présentes en Nouvelle-Aquitaine (et 34 en métropole), 12 espèces jugées prioritaires au niveau national sont inféodées aux milieux forestiers (pour la reproduction ou pour les sites de chasse) et donc très impactées par les pressions anthropiques et la gestion forestière inadaptée à la biodiversité (*Tapiero, 2011*). Parmi elles, au moins 5 espèces voient leur effectif en Nouvelle-Aquitaine représenter plus de 20% de l'effectif national (*Poitou-Charentes Nature, en prep*). La Région a donc une responsabilité certaine dans la préservation de nombreuses espèces de Chiroptères.

Les milieux forestiers néo-aquitains sont également très importants pour les amphibiens et les reptiles (*Le Moigne & Jailloux, 2013*). Ces deux groupes, actuellement en déclin, ont des besoins hydriques et thermiques spécifiques (*Lelièvre et al., 2010; Dupoué et al., 2015*) et les habitats forestiers sont essentiels pour leur conservation. Ainsi les lisières sont largement utilisées par des espèces avec des besoins thermiques contrastées. En forêt de Chizé, de nombreux travaux ont été réalisés sur ces espèces. Par exemple pour deux espèces de couleuvres (couleuvre verte et jaune et d'esculape), ils ont souligné l'importance des zones bordières et des lisières (*Lelièvre, 2010; Lelièvre et al., 2011, 2012, 2013*). Les lézards sont aussi bien représentés dans les espaces forestiers et très dépendants des milieux ouverts pour leur reproduction (*Le Hénauff, 2011*). Enfin, les habitats forestiers sont critiques pour de nombreux amphibiens comme la grenouille rousse (*Boissinot et al., 2015*), le triton marbré (*Costanzi et al., 2015*) ou le crapaud commun (*Guillot et al., 2016*) qui exploitent cet habitat lors de la phase terrestre de leur cycle de vie.

Par ailleurs, la diversité du paysage est un facteur important du maintien de la biodiversité forestière. Plusieurs études réalisées dans les Landes de Gascogne montrent que la présence d'un paysage hétérogène avec une mosaïque d'habitats, avec notamment des îlots de feuillus et des habitats ouverts, dans la matrice de plantations de pin maritime, maintient une diversité importante d'oiseaux, de coléoptères carabiques, d'araignées et de papillons associées (*Barbaro et al., 2005; Barbaro et al., 2007; Barbaro & van Halder, 2009; van Halder et al., 2008*). La présence d'habitats diversifiés est généralement importante pour répondre aux besoins écologiques (nidification, alimentation) des espèces. La présence de lisières, d'îlots de feuillus de forêts anciennes relictuelles et de ripisylves offre des habitats de qualité pour maintenir la diversité spécifique des papillons (*van Halder et al., 2008; van Halder, Barbaro & Jactel, 2011*). En forêts de feuillus, la richesse spécifique des communautés d'oiseaux est plus importante qu'en forêts de conifères (*Barbaro et al., 2007; Giffard et al., 2012a*). La forêt des landes de Gascogne héberge de nombreuses espèces de coléoptères carabiques (*Barbaro et al., 2006*). Par ailleurs, la présence de bois mort en forêt est une source de nourriture et d'habitat indispensable pour les coléoptères saproxyliques, qui contribuent eux-mêmes à sa décomposition et au recyclage de matière (*Brin et al., 2011*). Pas moins de **240** espèces de coléoptères saproxyliques ont été identifiées en forêts de pin maritime dans les Landes de Gascogne. Leur diversité augmente avec la diversité du bois mort, en taille



et niveau de décomposition (Brin et al., 2009). La Rosalie des Alpes (*Rosalia alpina*), espèce protégée et vulnérable sur la liste rouge nationale, est présente dans les forêts de Nouvelle-Aquitaine. Enfin, les fragments boisés dans les paysages de plaine céréalière (et probablement viticoles), parfois de quelques hectares seulement, ont également un rôle crucial pour la biodiversité de ces milieux. Par exemple, la plupart des espèces d'oiseaux de plaine habitent des paysages parcourus par les haies, et une bonne partie des espèces d'oiseaux que l'on y rencontre font partie du cortège forestier (Henckel et al., 2019). Des observations similaires sont également réalisées sur les reptiles et les amphibiens dont la richesse spécifique en zone de bocage est fortement associée à la présence de haies et de petits boisements (Boissinot et al., 2014; 2019). D'ailleurs, afin de jouer un rôle refuge de biodiversité, il est important que les espaces forestiers soient connectés fonctionnellement entre eux ou à d'autres composantes du paysage par un réseau de haies ou de lisières riches en espèces végétales (Terraube et al., 2016). L'importance pour la biodiversité animale des haies (i.e. des forêts linéaires) associées à des talus, notamment les reptiles, a été démontrée expérimentalement en lisière de la forêt de Chizé (Lecq et al., 2017). Autre exemple, Pinaud et al., (2018) ont montré en Charente-Maritime que les Grands Rhinolophes chassaient dans les massifs forestiers connectés à leur colonie de mise-bas. A contrario, les boisements non connectés à la colonie n'étaient pas exploités par les individus suivis en radiotracking.

## CE QU'IL FAUT RETENIR

Les atlas et listes rouges produits à l'échelle des ex-régions donnent une cartographie de la distribution et du degré de menace de nombreuses espèces forestières. La riche biodiversité régionale implique une responsabilité importante vis-à-vis de leur conservation, pour à peu près tous les groupes taxonomiques. La diversité des paysages contribue au maintien de la biodiversité forestière en fournissant une mosaïque d'habitats, dans les forêts de feuillus comme dans les forêts de conifères.

**[Fait établi]** Diversité de la flore  
**[Etudes empiriques]** (>10 études)

**[Fait établi]** Diversité de la faune  
**[Etudes empiriques]** (>10 études)

**[Fait établi]** Diversité des paysages  
**[Etudes empiriques]** (>10 études)

### 3.4.2 Rôle de la biodiversité forestière pour la production de ressources autres que sylvicoles



La forêt est source de nombreuses ressources comme les ressources d'intérêt cynégétique (en France près de 30000t/an), de ressources végétales (liège, plants, graines etc.), ou de miel (5 500 et 6 900 t/an) (EFESE, 2018). La quantité de miel issue de fleurs d'espèces forestières est d'ailleurs équivalente à celle issue des grandes cultures, car les miels unifloraux dit «de cru» (miel de châtaignier, robinier (acacia) ou callune) ont une valeur ajoutée de 1€/kg (données 2005 – GEM, 2005). En forêt de feuillus tempérée européenne, les abeilles mellifères peuvent parcourir jusqu'à 6km dans leur recherche de nourriture (Vissher & Seeler, 1982). Les forêts anciennes, riches en espèces et arbres de grande taille peuvent également fournir des habitats pour les colonies sauvages (Kohl & Rutschman, 2018). En Europe,

on retrouve dans la composition floristique des miels, majoritairement des espèces végétales des milieux forestiers (Escuredo & al., 2012; Hawkins et al., 2015) et quelques espèces comme le châtaignier (*Castanea sativa*), le mûrier sauvage (*Rubus fruticosus*) ou l'aubépine (*Crataegus monogyna*) sont butinées préférentiellement (Hawkins et al., 2015). L'intérêt de combiner sylviculture et apiculture est reconnu depuis longtemps (Hill & Webster, 1995) et la composition floristique et physico-chimique des miels polyfloraux et unifloraux de forêts et de landes est bien connue (Persano-Oddo & Piro, 2004; Hawkins et al., 2015).



Les forêts domaniales ou privées de Nouvelle-Aquitaine renferment d'importantes populations d'ongulés sauvages, lesquelles constituent des ressources cynégétiques de premier plan (Andersen et al., 1998). Il s'agit par ordre d'importance du Sanglier, du Chevreuil et du Cerf élaphe (Réseau Ongulés Sauvages, 2011). En dehors des mammifères, deux espèces d'oiseaux font également l'objet de prélèvements importants. Il s'agit du Pigeon ramier qui fait l'objet d'une chasse spécifique dans certains départements (chasse à "la palombière") (Arnau-duc et al., 2011; Lormée & Aubry, 2018) et de la Bécasse des bois (environ 229 000 oiseaux lors de la saison 2013-2014; Ferrand et al., 2017).

Parmi les produits forestiers non ligneux en Nouvelle-Aquitaine, la cueillette de champignons est une activité particulièrement importante et ancrée dans les territoires forestiers qu'il s'agisse du cèpe (*Boletus edulis*) dans les Landes et l'ex-Limousin ou de la truffe (*Tuber melanosporum*) dans le Périgord.

La filière apicole est également développée dans les Landes de Gascogne, les Pyrénées, les forêts Périgourdines et Limousines (ADANA, 2019). La flore de ces massifs forestiers distincts donne une typicité gustative aux miels produits, doux pour le miel d'acacia prove-

nant de la floraison du robinier (*Robinia pseudo-acacia*) présent sur l'ensemble du territoire; corsé pour le miel de châtaignier des Pyrénées et du Périgord, fruités pour les miels «toutes fleurs» de Montagne. A noter en particulier, la spécificité des miels issues des récoltes de nectar des espèces végétales des sous-bois des forêts de Pin maritime des Landes de Gascogne, en particulier la bourdaine, (*Frangula Alnus*), la bruyère cendrée (*Erica cinerea*), et la callune, *Calluna vulgaris* (Hervé, 2012; ADANA, 2014). Malgré l'importance de la flore forestière pour la filière apicole néo-aquitaine tant en termes de diversification et de valorisation de produits apicoles que de disponibilité et de diversité des ressources alimentaires pour les colonies d'abeilles mellifères (Hervé, 2012), peu d'études scientifiques sont disponibles. La callune représente une ressource alimentaire en période de disette, cependant ce régime pauvre en espèces a été envisagé comme une cause possible de faible immuno-compétence des colonies (Louveaux & Albigetti, 1963). Des travaux expérimentaux récents ont montré qu'un régime alimentaire basé sur un mélange pollinique de richesse spécifique élevée favorise les apports protéiques et augmente l'immuno-compétence d'*A. mellifera* (Alaux et al., 2010), ce qui reste à confirmer in situ dans le contexte paysager forestier néo-aquitain.



Rucher ©Fabien Vialloux

## CE QU'IL FAUT RETENIR

Peu d'études ou d'analyses quantitatives ont été produites sur le rôle support de la biodiversité forestière dans l'octroi aux sociétés humaines de ressources autres que la ressource bois. Des éléments suggèrent cependant que ce rôle est très important (pour les abeilles, pour les champignons etc).

**[Présomption]** [Etudes empiriques] (<10 études)



## 4

## Les valeurs de la biodiversité forestière : du marchand au non-marchand

La section 3 a recensé les connaissances sur le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement des socio-écosystèmes forestiers et la fourniture de services associés. Les bénéfices économiques, environnementaux et culturels que la société retire de ces services dépend des valeurs qui leur sont attribuées, eux-mêmes variant selon la perception des acteurs qui est traité dans cette section. L'existence et la configuration des écosystèmes forestiers reposent, certes, sur le milieu naturel, mais aussi sur les sociétés humaines, avec leurs flux migratoires, leur organisation et le contenu de leur patrimoine culturel (Prud'homme, 2016; Arnould, 2001), ce qui les place à l'intersection de la nature et de la culture et influence la manière dont ils sont perçus.

L'évaluation des bénéfices de la biodiversité forestière constitue un enjeu d'appui à la décision publique en matière de gestion forestière. Une première étape consiste donc à identifier les différentes valeurs qui sont attachées à la biodiversité. La valeur économique totale de la biodiversité se décompose en deux grandes catégories de valeurs (valeurs d'usage et de non-usage), elles-mêmes constituées de plusieurs sous-catégories. Les valeurs marchandes correspondent aux valeurs d'usage direct, et se définissent à travers les biens et les services qui sont commercialisés. La forêt « produit » de nombreux biens marchands (bois, gibier, champignons, etc) et outre ces aspects productifs, elle est aussi à l'origine de services marchands non productifs en lien avec le tourisme (parcours dans les arbres, animations nature, hébergement en forêt...). Les valeurs non-marchandes correspondent aux autres valeurs : valeurs de non-usage, d'option, et certaines valeurs d'usage direct de non-consommation telles que les activités récréatives qui ne seraient pas soumises aux conditions d'un marché, comme la promenade en forêt libre d'accès (Brahic & Terreaux, 2009).

Dans cette section, nous présentons les connaissances sur les bénéfices perçus du rôle de la biodiversité dans le fonctionnement des socio-écosystèmes forestiers pour les différents biens et ressources produits (section 4.1) et par les différents acteurs (section 4.2), des propriétaires forestiers qui exercent une activité sylvicole aux usagers qui recherchent des activités récréatives, à la société dans son ensemble.

## 4.1. PERCEPTIONS ET VALEUR INSTRUMENTALE DE LA BIODIVERSITÉ FORESTIÈRE

### 4.1.1 Diversité, production et économie de la filière bois



Au niveau national, la forêt française est composée à 60% de feuillus, 20% de conifères et 10% de peuplements mixtes. En moyenne, pas plus de cinq espèces d'arbres composent cette forêt, mais la diversité est plus élevée au sein des peuplements mixtes (5,6 essences) et de feuillus (5,2 essences) qu'au sein des peuplements de résineux (3,3 essences). Cette richesse moindre s'explique notamment par la proportion de monoculture plus forte en peuplements de résineux : les peuplements monospécifiques représentent au total 8% de la surface forestière métropolitaine, 5% des peuplements feuillus mais près d'un quart (21%) des peuplements résineux. Une tendance à l'augmentation du nombre moyen d'essences dans les forêts métropolitaines semble se dessiner (EFESE, 2018), largement liée à des choix de gestion (sylviculteurs en faveur des essences d'accompagnement, large part laissée à la régénération naturelle, sélection modérée en lien avec la faiblesse des prélèvements de bois en forêt). La valeur économique de ces différences essences est complexe à calculer car elle varie selon le volume, le diamètre, la durée de la rotation très différente d'une essence à l'autre, le type de produit fini et la demande des marchés, très fluctuante selon les cycles économiques. Si, globalement la demande est très forte pour les essences résineuses depuis plusieurs décennies, certains feuillus voient le

prix moyen unitaire augmenter sensiblement, à l'image du chêne, 151 €/m<sup>3</sup> en 2017 contre 135 €/m<sup>3</sup> en 2015 (France Bois Forêt, 2017), que les usages soient destinés à la charpente, menuiserie, parquets, rénovation, traverse paysagère, tonnellerie. D'autres feuillus comme le hêtre ont vu leur prix s'éroder de 6% en 2016 (45 €/m<sup>3</sup> en 2017). Le marché des résineux connaît aussi des variations selon les essences, par exemple 56 €/m<sup>3</sup> pour un Douglas de 1.2 m<sup>3</sup> de volume unitaire moyen, proche de son plus haut niveau depuis 2007. Quant au prix du pin maritime, il est fortement lié à l'évolution du prix dans le sud-ouest, région majeure de production, où les prix sont liés au marché de la trituration. Mais la pénurie de bois consécutive à la tempête Klaus de 2009 tend à renchérir le prix unitaire moyen qui s'établissait à 30-35€/m<sup>3</sup> en 2008 mais atteint désormais 50-55€/m<sup>3</sup>. La baisse du cours de l'épicéa, constatée depuis 2014, tend à se stabiliser et à revenir à peu près à son cours de 2012 soit 47€/m<sup>3</sup>, pour un arbre de 0,9 m<sup>3</sup> de volume unitaire moyen. Toutefois la disparité régionale reste de mise : les prix offerts dans l'Est de la France sont généralement 30% à 40% plus élevés que ceux d'Occitanie ou du sud du Massif Central pour l'ensemble des résineux.



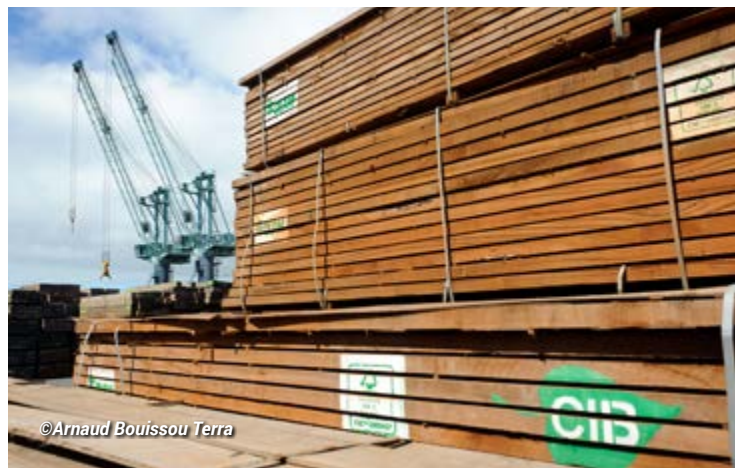
En Nouvelle-Aquitaine, la part de résineux est plus importante qu'au niveau national avec plus de 35% des surfaces couvertes de résineux au premier rang desquels, le pin maritime, le douglas et l'épicéa (Agreste, 2018). Mais de fortes disparités existent selon les départements. Seuls trois départements sur 12 ont des forêts majoritairement résineuses (33, 40, 47). Sur l'ancienne région Aquitaine, deux-tiers des superficies ne comptent qu'une seule essence, et un quart deux essences. Par rapport à la moyenne nationale, les forêts de l'ex-Aquitaine sont donc relativement moins diversifiées du point de vue des essences de production et gérées en futaies plus régulières puisque la futaie compte pour 68% de la surface totale (Agreste, 2016). En termes de volume sur pied, le chêne est la première essence de la Nouvelle-Aquitaine (35%), avant le pin maritime (23%) le châtaignier (10%), le hêtre (6,5%) et le Douglas (6%). En 2017, 10,2 millions de m<sup>3</sup> de bois ont été récoltés soit 26,7% de la récolte nationale (Agreste, 2019). Le bois d'œuvre représente 50% de la récolte, le bois de trituration et le bois énergie respectivement 37% et 13% (Agreste, 2019). Les résineux représentent 86% de la récolte de bois d'œuvre et 76% de celle des

bois de trituration. Ainsi en termes de volumes récoltés, le pin maritime représente le plus gros volume avec 3,3 Mm<sup>3</sup> de bois d'œuvre suivi de l'épicéa (0,48 Mm<sup>3</sup>), du peuplier (0,39 Mm<sup>3</sup>) et du Douglas (0,6 Mm<sup>3</sup>). En 2017, les scieries de la région ont produit **2 millions de m<sup>3</sup>**, soit **24%** de la production nationale et les sciages résineux représentent 90% du volume produit (Agreste, 2019). La filière biomasse forestière représente également un volume de plus en plus important. La première utilisation est le bois de chauffage, le plus souvent en autoconsommation. 80% des propriétaires de plus de 4 ha sont concernés. La deuxième utilisation est la production de plaquettes pour alimenter 8 chaudières couplées à une cogénération électrique qui consomment 60% de volume et 750 chaudières collectives ou industrielles. De l'amont (sylviculture et exploitation) à l'aval (produits finis, commerce), la filière forêt bois compte ainsi 28 300 établissements pour 56 300 salariés. Le chiffre d'affaires total des entreprises du secteur avoisine **10 milliards d'euros** (CRPF Nouvelle-Aquitaine, 2018).



Si la diversité des essences est une richesse écologique (cf. section 3.1.1), l'essentiel des volumes récoltés provient pourtant d'un nombre restreint d'essences, ce qui résulte à la fois des conditions situationnelles et de choix économiques opérés par les acteurs de la filière bois qui ont privilégié depuis plusieurs décennies les essences les plus productives et les plus demandées par le marché. Le cas du pin maritime est à cet égard exemplaire. Les relations entre les industries sont marquées par une forte interdépendance qui s'organise autour des spécificités matérielles de cette essence : « Chaque qualité de matière composant l'arbre trouve une valorisation industrielle spécifique, chaque diamètre de bois, des éclaircies jusqu'à la coupe rase, correspond à un débouché industriel » (Levy & Belis-Bergouignan, 2011). Traditionnellement, les industries liées au bois d'œuvre valorisent les troncs sous la forme de billons de sciages, tandis que les industries liées au bois de trituration valorisent les bois de plus faibles diamètres et les sous-produits des industries du bois d'œuvre (par exemple la sciure). Ainsi, au sein du réseau sociotechnique, les relations industrielles s'organisent via « un jeu subtil d'équilibre intra-sectoriel » qui s'appuie sur l'essence pin maritime; la morphologie de l'arbre définissant la destination des bois et la distribution des usages des sous-produits de l'exploitation des bois (Mora & Banos, 2014). Cela ne veut pas dire que des essences dites secondaires (robinier, chêne rouge, châtaignier, hêtre, sapin, feuillus précieux) ne soient pas valorisables économiquement (Coello et al., 2013) mais elles exigeraient une mobilisation de l'ensemble de la filière pour organiser et structurer les outils de production, de transformation et de commercialisation en fonction des différentes essences visées.

À l'avenir, il est probable que les débouchés économiques de la filière bois impactent la biodiversité, du fait des enjeux et objectifs de la filière biomasse. Celle-ci représente un volume important (plus de 40% des énergies renouvelables produites en 2014, loin devant l'hydraulique). Pour atteindre l'objectif de 32% d'éner-



gies renouvelables (EnR) en 2030, l'État et les acteurs de la politique forestière se sont prononcés en faveur d'une augmentation significative de la mobilisation des ressources ligneuses (12 millions de m<sup>3</sup>) à l'horizon 2026, soit un accroissement de plus de 20% des prélèvements actuels. Une des solutions envisagées vise à étendre les types de ressources explorées, ce qui peut avoir des effets importants sur la biodiversité (Deuffic & Lyser, 2012; Banos & Dehez, 2017) car ce mode de valorisation mobilise des sous-produits du bois (branches rémanents, souches) susceptibles d'abriter une biodiversité spécifique très importante pour l'équilibre des écosystèmes forestiers (ex. coléoptères saproxyliques), notamment pour le cycle de production de l'humus forestier (Augusto & Bakker, 2009; Landmann et al., 2010; Landmann & Nivet, 2014). Des itinéraires « biomasse » sont envisagés via des peuplements dits « dédiés » à cette vocation énergétique (Brahic & Deuffic, 2017). Ils peuvent être basés sur des peuplements à courtes ou très courtes rotations et constitués d'une diversité relativement restreinte d'essences à croissance rapide telles que le pin maritime, l'eucalyptus, le robinier, les saules, voire le châtaignier.

## CE QU'IL FAUT RETENIR

La valeur d'usage économique direct des forêts repose sur quelques essences dites « objectifs » comme le pin maritime, le douglas ou le chêne. La valorisation de ces essences se fait en cascade, le bois d'œuvre apportant le maximum de valeur ajoutée. Mais d'autres produits intermédiaires – les bois dits « d'industrie » – sont également valorisés sous forme de palettes ou de produits-bois composites issus de la trituration. Enfin la filière bois-énergie permet de valoriser les sous-produits. À côté de ces essences très productives, les forêts de Nouvelle-Aquitaine contiennent aussi une grande variété d'autres espèces d'arbres, au potentiel productif non négligeable mais souvent moins bien valorisées.

**[Fait établi]** [Etudes empiriques] (>10 études)



### 4.1.2 Évaluation économique de la commercialisation des produits forestiers non ligneux



Les forêts sont pourvoyeuses de nombreuses ressources en plus du bois. Il s'agit de produits forestiers non ligneux que la FAO (Organisation des Nations unies pour l'alimentation et l'agriculture) définit comme « l'ensemble des biens et services pouvant être vendus, autoconsommés ou utilisés par l'industrie comme sources de matière première et qui proviennent des ressources renouvelables et de la biomasse forestières ». Dès 1991, elle a lancé un vaste programme de promotion et de développement des produits forestiers non ligneux, notamment à destination des pays du sud. C'est alors que la communauté scientifique s'est réellement saisie de la question, en lien avec le développement durable (Aubertin, 2002; Ansel et al, 2016; Hall et al, 1993; Tonga Ketchatang et al, 2017; Tréfon & Cogets, 2007; Lassagne, 2007). Trois catégories de produits sont visés: les produits alimentaires (gibier, champignons, plantes sauvages comestibles, miel, châtaigne, plantes aromatiques, etc.), les produits ornementaux (fleurs, mousse, liège, semences et plants forestiers, etc.) et les produits pharmaceutiques et biochimiques (drogues, anesthésiques, des purgatifs, lotions, tanins, etc.). La plupart des travaux concerne les forêts tropicales, le Canada constituant à cet égard une exception (Turgeon, 2003). En France métropolitaine, la quantité de prélèvement et la valeur monétaire globale des produits forestiers non ligneux comme indicateurs pour la gestion durable des forêts françaises métropolitaines est suivie depuis 1995 (Maaf-IGN, 2016). Le rapport Efese (2018) a permis d'évaluer de façon quantifiée les services écosystémiques rendus par la forêt. Ces ressources économiques recouvrent

par exemple la venaison (28 806 t/an, soit 262 M€), le liège (710 t/an, soit 0,211 M€), les plants (71 millions/an, soit 44 M€), les graines (73 t/an, soit 3 M€), les sapins de Noël (6 millions/an, soit 114 M€), le miel (6 ou 7 t/an, soit 25 à 34 M€). Le rendement de miel issue de fleurs d'espèces forestières est d'ailleurs équivalent à celui issue des grandes cultures, car les miels unifloraux dit « de cru » (miel de châtaignier, robinier (acacia) ou callune) ont une valeur ajoutée de 1 €/kg (données 2005 – GEM, 2005). Les espèces d'ongulés sauvages d'intérêt cynégétique hébergées par les écosystèmes forestiers participent à la contribution de la chasse au total des valeurs produites par la forêt, une part évaluée entre 6-9% en moyenne en France (Berger, 2005; Ballon et al., 2012). Cependant, leur herbivorie sur les plantations conduit à une indemnisation des propriétaires forestiers globalement à hauteur d'environ 2 millions d'euros par an tandis que le bénéfice de la chasse serait estimé à environ 21,5 millions d'euros (Rakotoarison & Point, 2012). Les coûts liés aux collisions entre les ongulés et les véhicules ne sont toutefois pas pris en compte, alors qu'ils peuvent s'avérer très importants (115-180 millions d'euros en France selon Vignon & Barbarreau, 2008). Pour les propriétaires forestiers, la valeur locative de la chasse est une source de revenus parfois importante: en moyenne en France la valeur locative représenterait 19€/ha/an pour la forêt privée et 36 €/ha/an en moyenne pour les massifs domaniaux (Ballon et al., 2012).



Si les pratiques de cueillette de champignon et leurs usages ont été abondamment décrits (Duhart, 2012), peu d'études existent sur l'importance économique de cette filière. Des études exploratoires menées en Haute-Corrèze (Balabanian, 2004) donnent un aperçu des retombées économiques de la vente de produits forestiers non ligneux tels que les cèpes. La cueillette de ce champignon a en effet généré des compléments de revenu individuel saisonnier non négligeable. De la fin des années 60 jusque dans les années 80, le prix des cèpes « à la production » atteignait 120 F/Kg (18,3 euros/kg), la valeur moyenne étant de 10,7-12,2 euros avec des valeurs extrêmes allant jusqu'à 16,8 € (Tableau 4.1). Jusqu'en 1990, le cèpe du Limousin était expédié sur les marchés parisiens et de la Côte d'Azur et dans de nombreuses régions françaises – il servait à alimenter nombre de conserveries, en ex-Aquitaine tout spécialement – et même à l'étranger (par exemple en Italie, quand des camions italiens fréquentaient le Plateau de Millevaches). Mais depuis 1990 et la chute du Rideau de fer, la France est devenue un gros importateur de



Cèpe ©Fabien Vialloux



champignons non seulement des pays de l'Est – entre autres Roumanie, Pologne, Serbie, pays baltes, Russie, République tchèque – mais aussi du Royaume-Uni ou d'Espagne. Ces importations ont déstructuré les filières économiques locales mais leur état actuel n'a pas fait l'objet d'évaluations économiques récentes. Concer-

nant la chasse, les retombées économiques au niveau local ou régional de la chasse en forêt sont diverses, souvent liées aux différents postes de dépenses personnelles des chasseurs (alimentation, déplacements, hôtellerie-restauration, armes, chiens : *Vollet, 2013*) mais sont globalement peu ou pas évaluées.

TABLEAU  
4.1

*Évolution de 1965 à 2003 du volume moyen et de la valeur économique (en euros ; valeur 2004) du produit obtenu par un bon ramasseur lors d'une récolte journalière de cèpe en Haute-Corrèze (d'après Balabanian, 2004).*

ANNÉE	VOLUME MOYEN DE LA RÉCOLTE JOURNALIÈRE (EN KG)	PRIX MOYEN AU KG (EN EUROS)	PRODUIT TOTALE (EUROS)
1965	70	11,4	800,36
1990	35	10,7	373,5
2003	9	6,1	54,90

## CE QU'IL FAUT RETENIR

L'évaluation économique des services écosystémiques rendus par les produits non-ligneux est encore balbutiante pour les forêts de la Nouvelle-Aquitaine comparé au niveau national. On sait cependant que la valorisation des champignons, l'impact économique des activités cynégétiques ou la production de miel constituent des compléments de revenus et des sources d'emplois souvent saisonniers non négligeables. Mais des études plus spécifiques devraient être menées pour évaluer plus précisément leur impact économique à une échelle territoriale.

**[Suggestion]** Cueillette de champignon **[Etudes empiriques]** (<5 études)

## 4.2. PERCEPTIONS ET VALEURS CULTURELLES ET PATRIMONIALES DE LA BIODIVERSITÉ FORESTIÈRE

### 4.2.1 Perceptions des propriétaires fonciers



Émergeant dans la communauté scientifique au milieu des années 1980, le concept de biodiversité a eu quelques difficultés à être approprié par les propriétaires forestiers, en Europe comme en France. Pierre angulaire des mesures de conservation de la biodiversité en Europe, la mise en œuvre de la Directive Habitats, a en effet suscité un mouvement de contestation au milieu des années 1990, ayant peu associé les propriétaires fonciers et les autorités faisant preuve de peu de flexibilité dans l'appli-

cation de cette directive (*de Koning et al., 2014; Blicharska et al., 2016; Blondet et al., 2017*). Cela a eu pour effet de créer dans un premier temps un mouvement de méfiance et de contestation des propriétaires forestiers vis-à-vis de ce concept. Dès 1994, soit à peine deux ans la promulgation de la directive Habitats, les représentants des forestiers privés français se sont ainsi opposés à toute forme de contrainte qui risquait de rendre impossible certaines opérations de gestion forestière (*Alphandéry & Fortier,*



2007; Rameau, 1997). Après avoir réussi à suspendre le dispositif, les représentants des forestiers et des chasseurs ont obtenu à partir de 1998 des modifications substantielles de la démarche : associés à la définition des périmètres et à la rédaction des documents de gestion, ils sont parvenus à diviser par deux la superficie initialement prévue en zones spéciales de conservation (ZSC). Cette hostilité vis-à-vis de Natura 2000 n'exprime pas forcément un rejet en bloc de la notion de biodiversité mais plutôt une incompréhension d'un terme « savant » et « à la mode » (Deuffic et al., 2012). Le dispositif Natura 2000 touche une corde sensible (Alphandéry & Fortier, 2007) : critiqués sur leur façon de gérer le vivant et les espaces non directement productifs voire fragiles, les chasseurs et les forestiers se sont sentis délégitimés dans leur rôle traditionnel de gestionnaires de l'espace rural. En France comme dans d'autres pays européens, beaucoup de propriétaires forestiers préfèrent ainsi ne pas souscrire de

documents de gestion. Mais ils ne le font pas toujours pour les mêmes raisons, les uns préférant ne pas être liés par contrat à une autorité environnementale quelconque, les autres considérant la préservation de la biodiversité comme un acte altruiste, échappant à toute forme de monétarisation (Primmer et al., 2014; Polomé, 2016). Pourtant, depuis 2005, la biodiversité transparait de plus en plus dans les pratiques et les catégories de pensée des chasseurs et des forestiers au point d'intégrer cette notion comme une de leurs attentes en matière de gestion forestière ainsi que le montre l'enquête nationale sur la structure de la forêt privée de (Maaf-IGN, 2016) : la préservation de la biodiversité constitue l'une des deux principales attentes des propriétaires forestiers vis-à-vis de la forêt pour 11% d'entre eux, derrière la production de bois (33%), la constitution d'un patrimoine (34%) et l'attachement affectif (65%).



Comme au niveau européen ou français, l'intégration des enjeux de biodiversité varie considérablement selon les propriétaires forestiers aquitains. Des enquêtes qualitatives menées auprès de forestiers landais entre 2006 et 2010 (Deuffic, 2012) montrent que les représentations de la biodiversité oscillent autour de quatre figures distinctes de la biodiversité :

- **Une biodiversité-contrainte** vue comme un gage insuffisant de rentabilité. Pour ces forestiers soucieux de performance économique, la prise en compte de la biodiversité augmente les coûts d'exploitation. Leur définition de la biodiversité s'arrête souvent à la diversité des arbres productifs. Ils croient peu aux avantages fonctionnels ou à l'intérêt économique à long terme de la biodiversité, d'autant que leur réussite économique n'a jamais eu besoin de prendre en compte cette dimension et que la plupart d'entre eux détient une éco-certification attestant de leur engagement environnemental. De fait, la conservation de la biodiversité est souvent mise en œuvre dans des espaces sans valeur sylvicole (ripsylve, zones humides). Ils ont une déclinaison essentiellement utilitariste de la biodiversité qu'il s'agit de préserver mais pas d'augmenter (Ribereau-Gayon, 2012);

- **Une biodiversité sauvage**, vue comme un symbole de la défaite de l'homme face à la nature. Cette représentation de la biodiversité est plus fréquente chez les forestiers absents, démotivés et peu intégrés dans les réseaux sociaux forestiers. Ayant souvent abandonné toute gestion forestière, ils mobilisent le registre de la saleté et du danger et jettent un regard négatif sur ces espaces considérés comme des zones de relégation, des « espaces sauvages », « impropres », « sales » qu'incarneraient les accrues et les friches forestières (Le Floch, 2008; Deuffic, 2009);

- **Une biodiversité ordinaire**, sous-produit de la gestion forestière. Pour ces propriétaires forestiers, la diversité des essences secondaires comme les feuillus précieux, les fruitiers, la strate herbacée, fait partie du système productif même si elles n'en constituent pas les essences «

objectifs ». Ils y associent également la diversité des modes de traitements sylvicoles : taillis, taillis-sous-futaie, futaie régulière par bouquets ou par parquets... Combinée à la diversité des classes d'âges et des surfaces, la biodiversité ordinaire se décline donc d'abord en termes de diversité des structures paysagères à l'échelle du massif;

- **Une biodiversité-alliée**, auxiliaire du métier de forestier. Cette représentation est partagée par les forestiers « environnementalistes » qui replacent cette notion dans un ensemble de concepts écologiques comme la fonctionnalité ou la résilience. Pour eux, prendre en compte la biodiversité ne relève pas d'une attention particulière, mais fait partie intégrante du travail du forestier. Cela consiste à diversifier les essences de production, maintenir le sous-étage, préserver des espaces spécifiquement dédiés (îlot de vieillissement, zone en libre évolution, etc.). Ils considèrent également que la préservation rapporte plus qu'elle ne coûte, permettant de limiter les effets des perturbations en rendant leur système plus résilient. 426 propriétaires forestiers landais ont été enquêtés (Figure 4.11; Dehez et al., 2015; Deuffic & Brahic, 2018) : 40% disent ne rien faire de spécial en matière d'environnement, 35% maintiennent des lisières feuillues et favorisent les mélanges d'essences notamment en sous étage mais 9% seulement conservent des bois morts. Parmi les raisons de réaliser ces travaux, la biodiversité arrive en priorité pour 50% des répondants, tant pour des motifs instrumentaux (de protection phytosanitaire des peuplements par exemple) que pour des motifs éthiques (souhait de préserver des espèces emblématiques des forêts aquitaines), suivi par l'idée de favoriser le fonctionnement de l'écosystème et d'améliorer la résistance des peuplements aux aléas. A l'inverse, les raisons avancées pour ne pas réaliser ces actions sont le coût de ces opérations (35% des répondants) et le manque de savoir-faire (Deuffic & Brahic, 2018).





Les arguments hostiles à une évolution plus environnementale des pratiques sylvicoles déclinent face à l'« urgence écologique ». Les forestiers se réapproprient ainsi les référentiels cognitifs et pratiques de l'écologie. Comme chez les chasseurs (Ginelli, 2012), l'écologisation des pratiques devient pour les forestiers une ressource leur permettant d'apparaître comme les dépositaires d'un rapport privilégié à la nature en faisant presque oublier le passage obligé qu'est la récolte des arbres. De fait, on

assiste à une multiplication des dispositifs intégrant les enjeux de biodiversité : réseau national de naturalistes et des spécialistes « environnement » à l'ONF et dans les CRPF, mise en œuvre de méthodologies d'estimation de la biodiversité taxonomique des peuplements forestiers, guides pour la prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière (CRPF Aquitaine, 2004).

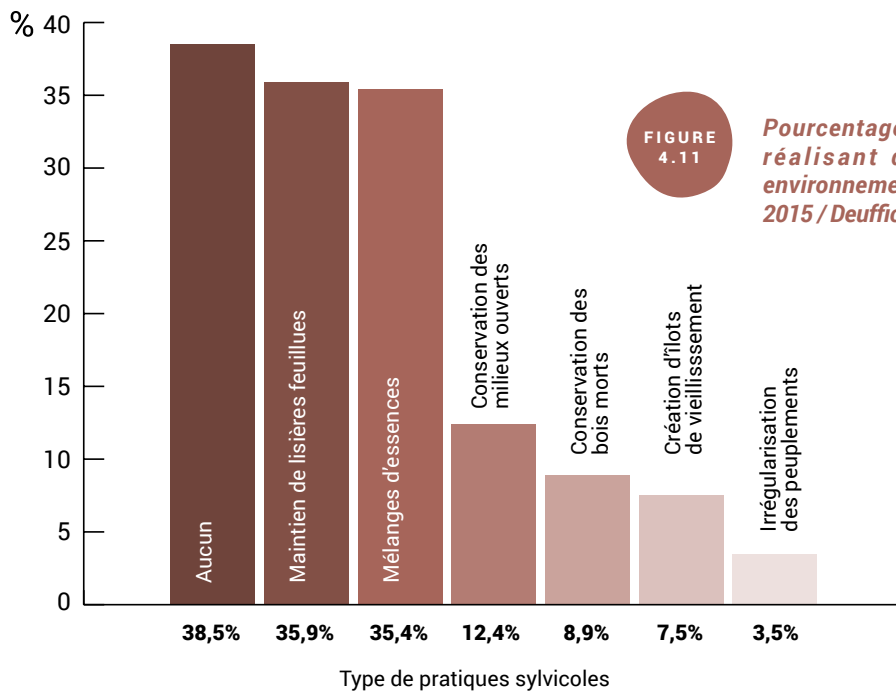


FIGURE 4.11

Pourcentage de propriétaires forestiers réalisant des travaux en lien avec l'environnement. Source : Enquête Consore 2015 / Deuffic & Brahic 2012

## CE QU'IL FAUT RETENIR

La perception de la biodiversité par les propriétaires forestiers en Nouvelle-Aquitaine a récemment évolué. S'ils ont exprimé pendant longtemps une certaine hostilité vis-à-vis de cette notion souvent défendue par les associations naturalistes, 20 ans après le lancement de Natura 2000 et des débuts plutôt chaotiques, les propriétaires forestiers se sont progressivement appropriés le concept. Elle apparaît aujourd'hui pour un certain nombre de forestiers comme un allié potentiel et un facteur de résilience potentiellement très utile au vu des changements climatiques en cours et du risque accru de perturbations biotiques et abiotiques.

**[Présomption]** [Etudes empiriques] (<10 études) ; [Expérimentations]

## 4.2.2 Valeurs patrimoniales et récréatives pour les usagers et les habitants



La récréation occupe désormais une place importante dans nos sociétés. À l'échelle européenne, c'est un phénomène qui s'est globalement démocratisé et diversifié ces dernières années (Sievänen et al., 2008; EFSE, 2018). En France ainsi que dans la plupart des pays européens les plus urbanisés et les plus peuplés, les forêts (et les espaces verts) constituent souvent les seuls espaces de nature accessibles à un public de proximité (Simpson et al., 2008). En France métropolitaine, la surface moyenne de forêt par habitant est de 0,26 hectare (EFSE, 2018). Cette valeur est stable depuis 1993 grâce à l'augmentation de la surface forestière en parallèle à l'augmentation de la population. Les forêts font ainsi partie des sites récréatifs préférés des Français (Abildtrup et al., 2012) : une enquête nationale (Peyron et al., 2002) montre que les promenades à la campagne ou en forêt occupent la première place des loisirs des ménages, devant les spectacles, les sorties culturelles ou les parcs d'attraction. Les enquêtes nationales réalisées par l'ONF et l'Université de Caen en 2004, 2010 et 2015 montrent aussi que les forêts font par-

tie des espaces « naturels » les plus fréquentés, après la campagne (Granet & Dobré, 2009). En 2010, un peu plus de sept Français sur dix déclaraient ainsi se rendre en forêt durant leur temps libre (Cordellier & Dobré, 2011). Les forêts accueillent ainsi chaque année des centaines de millions de visiteurs, bien que le rôle de la biodiversité dans cet attrait soit mal connu. Une enquête nationale de 2012 (Brahic & Rambonilaza, 2016) évaluait la valeur que les Français accordent à divers modes de gestion favorables à la biodiversité en forêt publique. Cette étude visait les modes de gestion concernant la structure de la forêt (âge des peuplements), la diversité des essences du peuplement, la présence de rémanents et la présence d'arbres à haute valeur écologique. Les résultats montrent notamment que le public valorise davantage les supports de la biodiversité qui sont les plus connus (structures et diversité des essences) alors que les rémanents sont le support de la biodiversité le moins valorisé par le public (Dobrée et al., 2005; Brahic & Rambonilaza, 2016).



Il existe une longue tradition de pratiques récréatives et de loisirs dans les forêts de Nouvelle-Aquitaine. En 2006, 77% des ex-Aquitains déclaraient s'y être rendus durant leur temps libre (Dehez, 2010). En termes d'attractivité, la forêt arrive en troisième position, derrière la campagne, la mer et les plans d'eau (plus de 80% chacun). La disponibilité locale de la ressource (mesurée par la surface forestière de la commune) est un facteur favorable ainsi que le fait de fréquenter d'autres espaces naturels durant ses loisirs. Les lieux de pratiques ne sont également jamais très éloignés du domicile. Les déplacements pour se rendre en forêt sont assez courts, avec une moyenne de 27 kilomètres (aller-retour) soit un trajet qui dure trois quart d'heure environ. Il semble en outre que le temps passé en forêt (deux heures en moyenne) s'allonge avec l'éloignement, témoignant en quelque sorte d'une volonté « d'amortir » le trajet (Dehez, 2010). Bien que la voiture prédomine, la part des piétons est importante (40% environ). Elle est en tous les cas nettement plus élevée que dans d'autres enquêtes nationales. Les activités pratiquées sont assez classiques : la promenade est citée par 96% des Aquitains, devant le repos (83%), la cueillette (81%) ou encore l'observation de la nature (80%), activité qui met donc la biodiversité au centre des intérêts trouvés par les usagers à la pratique récréative en forêt (Dehez, 2010). Ces résultats coïncident avec les données nationales (Dobré et al., 2005) à l'exception du sport qui semble être sous-représenté en ex-Aquitaine. Il est intéressant de noter que les activités « traditionnelles » (ramassage du bois, pêche et chasse) n'ont pas nécessairement plus de poids ici qu'ailleurs, puisqu'elles sont citées par un quart environ des individus seulement. Enfin, les loisirs motorisés concernent moins de

10% des visiteurs. Pour autant, ce sont parmi ceux qui génèrent le plus d'oppositions et de conflits d'usages (cf section 4.2.3).

Une autre étude, sur la perception de la biodiversité sur le plateau de Millevaches (Brédif et al., 2017) décrit les cinq raisons principales supportant l'importance de la biodiversité sous ces différents aspects pour ce territoire. Certaines sont assez générales (notion de responsabilité, signe de qualité du territoire, composante d'importance de la qualité de vie et du bien-être), mais deux au moins font spécifiquement référence à la forêt : la dimension paysagère, et la perception de la biodiversité comme une ressource avec d'une part des produits (bois de chauffage, bois d'œuvre, champignons, miel, etc.) et des services d'autre part (qualité de l'air, attrait touristique, résilience des peuplements).



Promenade en forêt ©Laurent Mignaux Terra



Enfin l'histoire de la perception des forêts des Landes de Gascogne par ses usagers témoigne des importants changements de l'imaginaire collectif d'un territoire forestier au cours du temps. Du désert landais synonyme de « néant agricole et de marécages abandonnés » à un territoire attirant et attractif en termes aussi bien résidentiels que touristiques, on observe une complexe évolution des valeurs et perceptions associées au milieu ainsi qu'aux qualités attendues par ces usagers (*Mora & Banos, 2014*). Ainsi, la biodiversité, notamment des es-

pèces d'arbres, devient un critère important de l'appréciation socio-culturelle du massif landais, là où « le mélange de variétés d'arbres » est spécialement plébiscité à l'inverse des « arbres plantés de façon régulière » (*Dehez & Lyser, 2013*). Cette transition de la perception du massif forestier reflète dès lors sa 'patrimonialisation', fondée sur des valeurs naturelles, où la forêt landaise se constitue autant comme patrimoine naturel à protéger qu'en tant que forêt de production (*Bouisset & Pottier, 2009*).

## CE QU'IL FAUT RETENIR

À l'inverse des propriétaires forestiers qui craignent les injonctions à prendre en compte la biodiversité, les autres usagers de l'espace rural plébiscitent en général cette notion car elle leur semble participer de l'équilibre et de la qualité des écosystèmes. La diversité des perceptions varie ainsi selon les usagers et habitants, mais aussi dans le temps, selon des critères socio-culturels impactant la construction sociale du milieu forestier.

**[Présomption]** [Etudes empiriques] (<10 études) ; [Expérimentations]

### 4.2.3 Multifonctionnalité et conflits entre usages de la biodiversité et les valeurs associées



De nombreux travaux scientifiques montrent que les forêts sont des constructions humaines répondant aux besoins de la société : habitat, bassin de ressources ligneuses renouvelables, source d'énergie et de nourriture, complément de l'agriculture et des élevages, mais aussi et de plus en plus souvent, lieu de détente et espace de loisirs (*Hoogstra, 2017; Beaudet, 2006; Papillon & Dodier, 2012; Urquhart, 2012*). Cette multifonctionnalité de la forêt se matérialise par une médiation entre les trois principaux acteurs de la forêt (*Filot, 2005*): les personnes qui en retirent un bénéfice de par l'usage qu'elles en font (les « usagers »); les propriétaires, privés ou publics, qui retirent de la forêt des revenus financiers et déterminent, seuls ou en collaboration avec l'administration forestière,

l'aménagement de leur forêt et l'importance relative des différents usages; et enfin les pouvoirs publics, qui élaborent la politique forestière et réglementent les usages et les fonctions. Ces trois acteurs développent une vision utilitaire de la forêt, une nature sous contrôle, fleurie et propre (*Robert & Yengué, 2018*). Mais cette recherche de multifonctionnalité n'est pas sans créer de tensions et de conflits entre propriétaires/gestionnaires de la ressource et usagers, en particulier sur la façon de concilier conservation de la biodiversité et gestion forestière productive en Europe (*Bergseng, 2009; Bonsu, 2019; Blondet, 2017; Eckerberg, 2013; Niemela, 2005; Zachrisson, 2013*) comme en France (*Fortier, 2005; Alphanbéry, 2007*).



Que ce soit dans l'ex-Limousin ou au cœur des Landes, des territoires autrefois désertés sont désormais recherchés pour la qualité de leur cadre de vie. L'attractivité de ces espaces dessine ainsi une pluralité de trajectoires territoriales dont les moteurs sont la périurbanisation, la littoralisation et les nouveaux rapports de nos sociétés aux espaces ruraux. La démarche de prospective

territoriale menée sur le massif landais (*Mora & Banos, 2014*) montre ainsi que les migrations résidentielles concernent tout d'abord les communes situées à proximité d'aires urbaines en croissance (Bordeaux, Bayonne et Mont-de-Marsan). Les communes situées entre Bordeaux et Arcachon ou dans le Sud Landes ont désormais des densités comprises entre 100 et 300 hab/km<sup>2</sup>. La





recherche d'espace et d'un cadre de vie plus proche de la nature et les effets d'éviction du coût du foncier et de l'immobilier ont reporté l'accession à la propriété d'une partie des classes moyennes vers les espaces périurbains tels que le Médoc, le bassin d'Arcachon et le sud-ouest des Landes. Le centre des Landes devient ainsi peu à peu une sorte de périphérie des aires métropolitaines de Bordeaux et Bayonne. Érigées en prototype de l'anti-ville et en archétype du naturel (Eizner, 1995), les forêts de Nouvelle-Aquitaine se retrouvent même au centre de toutes les attentions par les espaces de récréations qu'elles offrent et leurs contributions à divers équilibres écologiques, telles que la conservation de la biodiversité, la lutte contre le réchauffement climatique ou la régulation des eaux (cf section 3). Or l'arrivée de nouvelles populations dans les territoires ruraux des Landes de Gascogne se traduit par d'importantes recompositions sociales et des regards nouveaux portés sur les écosystèmes forestiers, leurs composantes et leur gestion. De fait, la forêt des Landes fait fréquemment l'objet de jugements esthétiques négatifs de la part de certains observateurs extérieurs qui évoquent « un champ de pins » (Arnould et al., 2002). À l'inverse, les propriétaires et gestionnaires forestiers tentent de justifier la présence du pin maritime, non pas via la mise en avant de la biodiversité forestière (terrain trop « glissant »), mais en mobilisant une autre famille de valeurs pour légitimer l'action du sylviculteur : la valeur culturelle et la valeur économique (Bouisset & Poittier, 2011). Dans ce cadre, sont vantés l'ancienneté du pin maritime et son rôle majeur dans le développement d'une économie territoriale. Ces différents regards montrent que les « fonctions sociales » de la forêt landaise, loin de se réduire à quelques activités symboliques et traditionnelles, se renouvellent en impliquant un nombre conséquent d'usagers et une diversité de pratiques. Or, ces fonctions mettent en avant des propriétés sylvicoles qui ne correspondent pas nécessairement aux caractéristiques et aux évolutions actuelles d'une forêt mono-spécifique avant tout fabriquée par les usages sectoriels du bois (Mora & Banos, 2014). Les tensions ponctuelles qui peuvent en découler ne sont pas nécessairement nouvelles. Malgré le rappel régulier par les organisations professionnelles (propriétaires et industriels) des risques inhérents à une fréquentation excessive des forêts (incendies, dégradations, engagement de la responsabilité du propriétaire) et leur refus de voir les usagers s'immiscer dans la gestion forestière (Ribeyreau-Gayon, 2011), les attentes du public sont relayées et légitimées par divers acteurs institutionnels au sein de multiples arènes, dont les Chartes forestières de territoires (Candau & Deuffic, 2009). Même si le pin maritime demeure un marqueur identitaire particulièrement prégnant et la forêt un paysage familier faisant partie intégrante de la vie de nombre d'habitants (Pottier, 2010), ces valeurs sont désormais majoritairement portées par des personnes qui vivent davantage dans la forêt que de la forêt. Cela n'est pas sans conséquence sur les attachements construits au quotidien : les associations de riverains et de protection de l'environnement sur certains territoires littoraux et retro-littoraux remettent ainsi en cause certaines activités forestières, et en particulier la pratique des « coupes-rases » (Bouisset & Pottier, 2009).

De par leurs impacts paysagers, ces pratiques sont perçues comme des attaques contre l'intégrité d'un cadre de vie ou bien comme des perturbations allant à l'encontre du bon fonctionnement de l'écosystème forestier (Bouisset & Pottier, 2009). De surcroît, les préoccupations de ces associations sont de plus en plus relayées par des collectivités qui érigent l'attractivité de leur territoire au rang de priorité. Cela se traduit par une intégration de ces problématiques dans les documents d'urbanisme avec, par exemple, la définition de périmètres et de zonages réglementaires visant à limiter les pratiques forestières intensives et les « coupes rases ». En prise avec les processus globaux d'écologisation (Mormont, 2009), les liens tissés par les acteurs non-sectoriels autour des objets de nature concourent également à mettre en exergue une diversité forestière, à la fois biologique et paysagère, bien éloignée des stéréotypes de la pinède monotone de pin maritime (Deuffic et al., 2010). Cela est notamment perceptible dans les zonages environnementaux dont la multiplication dans les Landes de Gascogne (Natura 2000, réserves naturelles, arrêtés de biotope...) ces vingt dernières années traduit l'extension des réseaux de patrimonialisation à des espaces tels que les lagunes ou les forêts galeries (ripisylves), et des espèces comme le grand capricorne du chêne, la cistude ou le triton marbré. Comme ces espaces et ces espèces sont souvent situés au cœur de la forêt, on assiste à une imbrication progressive des espaces, ce qui occasionne parfois des contraintes en termes de gestion forestière, et donc des conflits comme dans le cas de Natura 2000 (Deuffic, 2010). Les publics participent ainsi à différencier les forêts et les espaces en fonction de qualités « naturelles » : les espaces les plus fréquentés et appréciés sont souvent ceux qui permettent d'appréhender non seulement une mixité de couverts forestiers, mais également une variété de milieux avec notamment la présence d'eau, de clairières ou encore de points de vue (Dehez & Lyser, 2012). Ces processus de requalification peuvent induire un renversement de la hiérarchie des valeurs vis-à-vis de la forêt cultivée, voire même une forme de relégation d'une sylviculture de pin maritime qui « limite l'intérêt écologique et favorise l'homogénéité des paysage ». Cette mise sous tension de la forêt cultivée de pin maritime est encore accentuée par des débats sur sa capacité à répondre au développement d'autres enjeux globaux, tels que la production l'énergie ou le stockage carbone (Mora & Banos, 2014).

## CE QU'IL FAUT RETENIR

La profonde mutation des territoires ruraux de Nouvelle-Aquitaine conduit à un brassage des populations et notamment une extension des populations urbaines vers ces territoires. Celles-ci portent en elles des valeurs et des attentes différentes de celles des habitants et usagers traditionnels. Cela peut favoriser des changements de pratiques sur ces espaces mais aussi générer des tensions. Pour favoriser cette cohabitation entre usagers, il paraît important de prévoir à terme des actions de médiation, de concertation et de négociation et des instances où débattre collectivement de l'avenir de ces territoires forestiers et notamment de la place réservée à un bien commun tel que la biodiversité.

**[Présomption]** Landes de Gascogne **[Etudes empiriques]** (<10 études)



Forêt de pin ©Jean Servant

## 5

## État de la biodiversité dans le socio-écosystème forestier

Les sections précédentes ont démontré le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement des milieux forestiers ainsi que dans les valeurs esthétiques, économiques et patrimoniales attachées à ce socio-écosystème régional. Ces diverses fonctions ne peuvent être pérennisées que si la biodiversité qui les supporte est présente, protégée et en bon état de conservation. Cependant, comme dans la majorité des écosystèmes, les activités humaines ont un impact majeur sur les milieux forestiers, des forêts tropicales à la forêt boréale, affectant globalement leur biodiversité animale et végétale. Les forêts naturelles ou primitives ont connu de profonds changements, caractérisés par la fragmentation et la destruction des habitats naturels ainsi que la transformation de l'usage des terres.

La déforestation est ainsi devenue une des principales causes du déclin de la biodiversité à l'échelle mondiale : de 2010 à 2015, la forêt naturelle a subi une perte nette de 6,5 millions d'ha par année (FAO, 2015a). Les forêts de plantation sont à 99% des monocultures d'arbres et pourraient représenter 20% de la surface totale des milieux forestiers mondiaux d'ici la fin du siècle (Horák et al., 2019). A ces changements s'ajoutent les effets combinés du changement climatique, de la pollution atmosphérique et des espèces invasives. En France, on observe ainsi une faible proportion de peuplements protégés pour la biodiversité au sens de la conférence ministérielle pour la conservation des forêts en Europe (1,2% de la surface forestière) et une régénération artificielle plus importante que la régénération naturelle (Gosselin et al., 2009).

Or, les forêts sont de par leur structure écologique, leur variabilité et leur étendue, des écosystèmes avec une part considérable de biodiversité, abritant jusqu'à 90% de la biodiversité terrestre mondiale (World Bank, 2013). De nombreuses études montrent cependant un déclin des populations et d'espèces de plantes, insectes, oiseaux et mammifères dans les milieux forestiers (Burrascano et al., 2013; Horák et al., 2019; Lelli et al., 2019). Parmi les causes principales de ce déclin, l'homogénéisation des forêts et la destruction de l'habitat contribuent à accélérer l'extirpation puis l'extinction des populations. En France, on estime qu'une espèce de mammifères sur cinq est menacée d'extinction, et que la moitié demande un effort de conservation (principalement les grands carnivores et les chauve-souris) (Valauri & Neyroumande, 2009). Les connaissances pour définir l'état de la biodiversité forestière en France restent malgré tout relativement limitées, en raison d'un manque de suivis d'espèces représentatives de la situation nationale (Gosselin et al., 2009).



## 5.1. L'ÉTAT DE LA BIODIVERSITÉ DANS LES SOCIO ÉCOSYSTÈMES FORESTIERS : CAS DE LA NOUVELLE-AQUITAINE



La biodiversité forestière, à l'échelle mondiale, est fortement dépendante du mode de gestion de cet écosystème: une méta-analyse a montré que les forêts de plantation peuvent avoir une richesse spécifique locale jusqu'à 40% inférieure aux forêts naturelles, avec des effets moyens différents selon les taxons (Chaudhary et al., 2016). Dans les forêts tempérées d'Europe et d'Amérique du Nord, un changement significatif de la composition d'espèces végétales a été observé sur les espèces des strates herbacées et arbustives : plus d'un tiers des espèces a été remplacé, principalement à cause de préférences de température, reflétant une 'thermophilisation' de ces communautés végétales (De Frenne et al., 2013). En Europe, où les forêts de conifères ont souvent remplacé les feuillus et les forêts mixtes, la diversité végétale a connu une baisse importante d'espèces spécialistes, de lichens et une réduction de la mul-

tifonctionnalité à l'échelle du paysage (Keith et al., 2009 ; Reinecke et al., 2014 ; van der Plas et al., 2016). A ces changements et réduction de la diversité végétale s'ajoutent des tendances négatives pour la faune: une baisse de 11% des populations d'oiseaux communs des forêts européennes (163 espèces indexées) a été observée entre 1990 et 2012 (BirdLife International, 2015), tandis que 40% des espèces de coléoptères saproxyliques (dépendant du bois mort) sont en danger et que la majorité des autres est en déclin (Vallauri & Neymourande, 2009). Dans les forêts françaises, le nombre et le taux d'espèces forestières menacées ou disparues varient aussi selon les groupes taxinomiques : on en compte 20% chez les oiseaux, 5% chez les mammifères, et 19% chez les invertébrés (Maaf-IGN, 2016). Pour ce qui concerne les oiseaux, les espèces de milieux forestiers sont stables à l'échelle nationale (Stock CRBPO-MNHN).



En Nouvelle-Aquitaine, il n'existe pas ou peu de suivi à long terme de la biodiversité en milieu forestier, du moins standardisé et à grande échelle. Certains taxons font cependant l'objet de suivis quantitatifs depuis des décennies, comme c'est le cas par exemple du chevreuil (et dans une moindre mesure du sanglier) ou des serpents et des communautés d'oiseaux en forêt de Chizé (Andersen et al., 1998; Lelièvre et al., 2013; Garratt et al., 2015). Le chevreuil est l'espèce de grand mammifère herbivore la plus abondante à l'échelle européenne et son abondance ne cesse de croître depuis les années 1970 en France (Réseau Ongulés Sauvages, 2011). L'ensemble des suivis des animaux marqués au cours du temps (i.e. d'une année à l'autre) donne, depuis 1978, des estimations annuelles fiables des paramètres démographiques (survie et recrutement) et de l'effectif de la population, ainsi que de leur variation dans l'espace et dans le temps (Figure 4.12). Le chevreuil souffre du changement climatique à cause des printemps de plus en plus précoces, qui induit un décalage avec les dates de naissances moyennes du chevreuil qui sont fixes d'une année sur l'autre, et in fine à une diminution du recrutement annuel consécutive à une mortalité accrue des faons au cours des premières semaines de vie (Gaillard et al., 2013). Avec le changement climatique, les années à venir vont être de plus en plus défavorables au chevreuil et donc générer des cohortes successives d'adultes de moindre qualité.

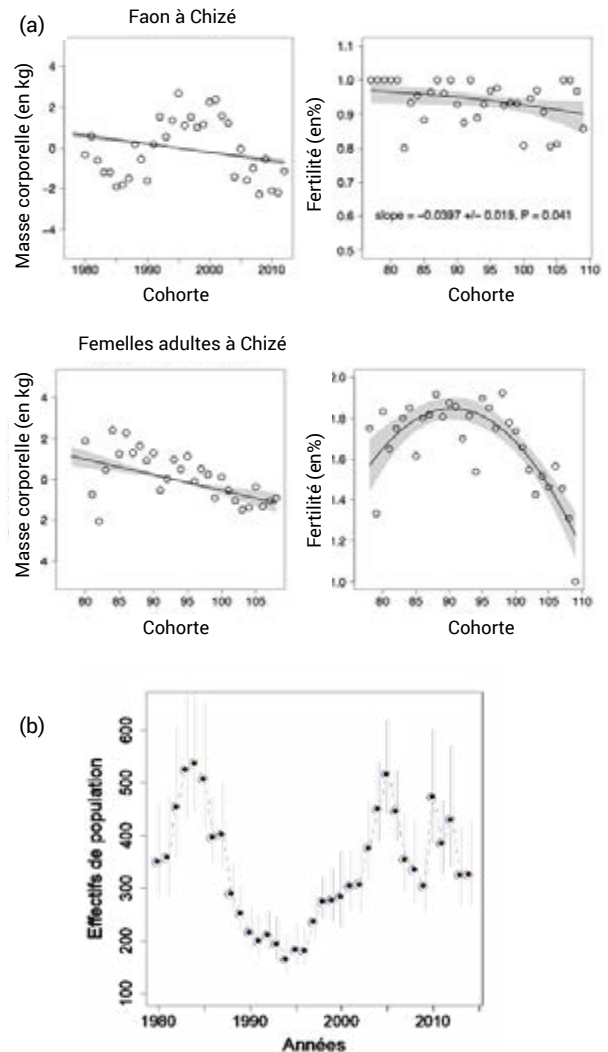


FIGURE 4.12

Déclin des performances individuelles du chevreuil à Chizé au cours du temps (a), et taille de population au cours des 35 dernières années (b) (d'après Duncan & Gaillard, non publié).

## CE QU'IL FAUT RETENIR

Aucun suivi à long terme et à grande échelle spatiale n'existe en Nouvelle-Aquitaine sur la biodiversité forestière. Cependant, chez au moins un mammifère et plusieurs espèces d'oiseaux en forêt de Chizé, des déclinés et même des extinctions d'espèces ont été enregistrés.

**[Tendance]** Forêt de plaines **[Etudes empiriques]** (<10 études)

## 5.2. INTENSIFICATION DES PRATIQUES SYLVICOLES

### ET PRESSIONS ÉCOLOGIQUES EXERCÉES PAR LA FILIÈRE « BOIS »



À l'échelle mondiale et européenne, la déforestation laisse place, la plupart du temps, à des zones de grande culture. Pour maintenir la production de bois et alimenter les filières industrielles, de nombreux pays ont recours à une sylviculture fondée sur les forêts de plantations (*Payn et al., 2015*). Leur gestion est dite « intensive », avec pour objectif principal de maximiser la croissance des arbres et donc la productivité des peuplements. Elle combine l'utilisation de la sélection génétique, le labour et la fertilisation des sols, le désherbage (parfois chimique), la mécanisation des opérations sylvicoles comme les éclaircies ou la coupe finale, et donc la rationalisation des itinéraires sylvicoles centrées sur une ou deux espèces très productives. En France, ce mouvement de plantation et d'intensification des pratiques de sylviculture a connu une accélération à la sortie de la Seconde Guerre mondiale. Le déficit chronique de la filière bois

a en effet incité les décideurs publics forestiers à mettre en œuvre une politique de boisement et de modernisation de la forêt dont un des instruments les plus emblématiques fut le Fonds Forestier National créé en 1946. Il s'agissait d'abord de garantir un approvisionnement autonome en papier et soutenir l'effort de construction. A cela s'est ajoutée la demande par le marché de produits ligneux standardisés qui ont à leur tour impacté fortement la conduite forestière. Ce plan a conduit à privilégier les plantations de conifères à croissance rapide (pin, épicéa, douglas), au détriment des feuillus. La diminution du nombre d'essences de production et la simplification de la structure des peuplements a conduit à une baisse de la diversité des forêts et par là même de la biodiversité associée (*Brockhoff et al., 2008 ; Hartley, 2002*).



Les forêts de Nouvelle-Aquitaine n'ont pas échappé à l'intensification des pratiques sylvicoles avec la mise en place de la ligniculture du pin maritime dans les années 1960 dans le massif landais et l'introduction de l'épicéa puis du Douglas sur les plateaux limousins (*Lesgourques & Drouineau, 2009*). Les vallées alluviales ont également été impactées par cette intensification avec le développement d'une peupleraie à haute productivité dans les vallées de la Garonne et de la Charente (*Ferron, 2014*). Fondé sur une essence dite « objectif », ce système de production privilégie la régénération artificielle par plantation, conduisant à des peuplements purs et équiens. Ce type de sylviculture conduit à une simplification extrême de la composition (une seule essence dominante) et de la structure (une seule strate arborée) du peuplement forestier qui le rend moins favorable au maintien de la biodiversité floristique et faunistique que des forêts feuillues, plurispécifiques et/ou irrégulières (cf section 3). Les limites du système de monoculture en matière de biodiversité peuvent être aggravées par des opérations sylvicoles qui ont pour objet d'intensifier la productivité de biomasse ligneuse.

- Pour l'installation des nouvelles plantations, des travaux de dessouchage de la rotation précédente devant faciliter le labour sont susceptibles de réduire la biodiversité associée au bois mort des souches (*Brin et al., 2011*), voire de constituer un piège écologique lors de leur stockage temporaire en surface. L'usage de glyphosate pour le désherbage avant plantation entraîne un risque grave pour la faune, notamment de pollinisateurs. Les labours, notamment en plein, réduisent le volume et la longévité du bois mort au sol qui sont des facteurs favorables à la biodiversité des insectes saproxyliques (espèces forestières spécialisées, souvent protégées). L'application d'une fertilisation initiale (phosphore) s'est traduite par une substitution de flore (*Timbal & Maizeret, 1998*). Les derniers insecticides néonicotinoïdes appliqués en forêt (contrôle de l'hylobe du pin) viennent d'être interdits en France en 2018.

- Le choix du matériel génétique de reboisement n'a pour le moment pas d'impact connu sur la biodiversité. Les variétés améliorées de pin maritime et de douglas conservent une grande variabilité phénotypique. L'évolution vers une



ylviculture de peuplements monoclonaux serait plus dommageable, par uniformisation de la structure de la strate arborée;

- Les travaux d'entretien avant éclaircie par passage du rouleau landais, qui écrase la végétation du sous-bois, entraîne une réduction de la biodiversité des plantes vasculaires et de la faune associée;

- Les travaux d'éclaircie, souvent pratiquée « par le bas » (élimination des arbres les plus petits ou mal formés), conduit à une réduction importante de quantité et diversité des dendro-microhabitats connus pour abriter une faune forestière riche et diversifiée (*Larrieu et al., 2018*);

- La récolte finale par coupe rase interrompt brutalement le cycle sylvo-génétique, empêchant la continuité du couvert arboré et le développement de « gros et très gros bois » (arbres de grande dimension) d'âge avancé et la présence de bois mort, qui sont connus comme supports essentiels de

la biodiversité forestière (*Bouget et al., 2013*). Par exemple, en comparant 15 massifs forestiers français en arrêt d'exploitation (dont 1 en Nouvelle-Aquitaine), une méta-analyse a montré que la mise en réserve en tant que telle n'est pas la meilleure explication des différences de biodiversité observées entre peuplements exploités et non exploités, mais d'autres variables, liées au bois mort notamment, expliquent mieux les patrons observés (*Gosselin, 2014*). D'une manière générale, les modes de gestions intensifs, dont la coupe rase, réduisent le volume et la diversité du bois mort et donc celle des insectes, champignons, lichens, mousses etc. ainsi que celle de leurs prédateurs. Un raccourcissement de la rotation forestière amplifie ces phénomènes défavorables (arbres de plus en plus petits et jeunes) Dans la forêt des Landes de Gascogne, il a été montré que le sylvopastoralisme augmentait la richesse trophique des sols tout en favorisant la richesse floristique à des intensités de pâturage intermédiaires (*Richard, 1987*).

## CE QU'IL FAUT RETENIR

La sylviculture intensive du pin maritime, fondée sur des peuplements monospécifiques, de même âge (équienne), avec des interventions sylvicoles fréquentes (éclaircies, entretien du sous-bois) et des interruptions brutales du cycle sylvogénétique (coupes rases précoces, exploitation des rémanents et des souches) se traduit par une diminution générale de la biodiversité en comparaison avec des boisements associant des pins et des feuillus et maintenus sur le long terme.

**[Présomption]** [Etudes empiriques] (<10 études) ; [Expérimentations]

## 5.3. HOMOGÉNÉISATION DES PAYSAGES FORESTIERS, OCCUPATION ET ARTIFICIALISATION DES SOLS



Les changements d'usages des forêts, liés aux modes de gestion, impactent l'hétérogénéité des paysages, et par la même la diversité spécifique des groupes taxinomiques qui en dépendent. Dans les forêts de hêtres au Danemark, *Lelli et al. (2019)* ont par exemple montré sur un gradient allant de forêts non-gérées pendant plus de 50 ans à des parcelles gérées de façon intensive, une perte de spécialisation des groupes fonctionnels et une homogénéisation des assemblages d'espèces liée à une augmentation des espèces à stratégies généralistes, notamment chez les plantes vasculaires. Par ailleurs, dans une analyse de 209 parcelles de forêts en Europe, *van de Plas et al., (2016)* ont étudié la relation entre multifonctionnalité et biodiversité à l'échelle paysagère : il apparaît une relation positive entre diversité inter-parcellaire et multifonctionnalité des forêts, indiquant que l'homogénéisation biotique peut avoir des conséquences négatives majeures sur la capacité des



©Laurent Mignaux Terra





forêts à supporter et maintenir de multiples fonctions et services écosystémiques. En France, les vagues de reboisement dès la fin du XIXe siècle concentrées sur des plantations monospécifiques de conifères ont entraîné une simplification du paysage des forêts de production (Thomas et al., 2017). Ainsi, les peuplements à une seule essence forestière (monospécifiques) constituent la plus importante proportion des forêts de conifères de production (21%)

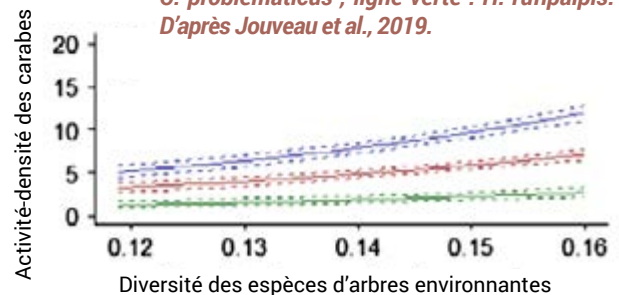
(Maaf-IGN, 2016). Ces boisements ou reboisements ont augmenté la proportion de forêts « jeunes » (moins de 50 ans) alors que les forêts anciennes, caractérisées par des espèces tolérantes à l'ombre et avec une faible capacité de dispersion et de colonisation, sont connues pour abriter une importante biodiversité tant au plan qualitatif (espèces spécialistes des forêts) que quantitatif (grand nombre de taxons) (Hermy et al., 1999; Dupouey et al., 2013).



Le maintien des îlots boisés de feuillus (chênes) et des ripisylves dans le paysage de plantation de pin maritime est un atout essentiel pour la conservation de la biodiversité, notamment pour les oiseaux (Barbaro et al., 2007), les papillons (van Halder et al., 2015) et les chauves-souris (Charbonnier et al., 2014, 2016a;b). La structure en mosaïque des paysages, qu'elle provienne de peuplements forestiers de compositions différentes, d'âges de parcelles différents, ou de modes de gestion contrastés, est synonyme de biodiversité plus élevée : ainsi les densités de carabes sont positivement corrélée à la diversité des espèces d'arbres (Figure 4.13). De plus, la pratique des coupes rases (à condition qu'elles ne soient ni trop fréquentes ni trop vastes) est un facteur favorable pour la biodiversité en recréant des milieux ouverts qui sont clés pour de nombreuses espèces de l'espace landais, notamment de plantes, carabes et papillons, qui sont des reliques de l'état antérieur (landes ouvertes, marécages) à l'afforestation massive du XIXe siècle (Barbaro & van Halder 2009; van Halder et al. 2015).

Un raccourcissement des rotations sylvicoles, tel que recommandé actuellement, devrait conduire de facto à une homogénéisation accrue du paysage forestier par réduction de la diversité des classes d'âge (Brockerhoff et al., 2017).

**FIGURE 4.13**  
Effet de la diversité des espèces d'arbres environnantes sur l'activité-densité des carabes. Ligne bleue : tous les carabes ; ligne rouge : *C. problematicus* ; ligne verte : *H. rufipalpis*. D'après Jouveau et al., 2019.



## CE QU'IL FAUT RETENIR

Le maintien d'une hétérogénéité de structure (présence de milieux ouverts et d'habitats boisés) et de composition (différents types de peuplements forestiers, dominés par les conifères, les feuillus ou mixtes) des paysages est gage de préservation de la biodiversité.

**[Présomption]** [Etudes empiriques] (<10 études) ; [Expérimentations]

## 5.3. INTERACTIONS AVEC DES ESPÈCES À RISQUE ÉMERGENT



Partout sur le globe, les mouvements d'espèces augmentent à cause du commerce et du transport international (Sardain et al., 2019). Le nombre d'espèces exotiques qui s'établissent puis envahissent les écosystèmes forestiers augmente actuellement de façon exponentielle (Brockerhoff, & Liebhold, 2017) et cette tendance n'est pas prête de s'atténuer (Seebens et al., 2017). Les dégâts causés par ces espèces sur les forêts, notamment de production, ont des

conséquences directes sur la rentabilité économique de la filière bois : aux USA, on estime à plus de \$2 milliards les pertes monétaires annuelles en produits ligneux à causes des espèces invasives comme le bombyx du chêne ou l'agrire du frêne (Pimentel et al., 2000). La vulnérabilité des forêts aux espèces invasives dépend de plusieurs critères, y compris de leur composition et richesse spécifique : les monocultures d'eucalyptus peuvent être infestées par plus



de 150 pathogènes exotiques, ces derniers se propageant plus facilement dans des conditions uniformes (Rigot et al., 2014; Wingfield et al., 2015). Au total, 616 espèces exotiques, dont 445 arthropodes (385 insectes et 60 acariens), 158 champignons pathogènes (120 vrais champignons et 38 Oomycota) et 13 nématodes exotiques se sont établis

sur les arbres et dans les forêts européennes entre 1800 et 2011 (Eschen et al., 2015). Le rythme des invasions biologiques s'accélère avec l'établissement de 20 nouvelles espèces par an actuellement contre 7 au début du XX<sup>e</sup> siècle. Parmi ces 20 espèces, 8 concernent les milieux forestiers (Roques, 2018).



On assiste actuellement à une forte accélération du phénomène d'invasions biologiques en forêt, en raison de l'accroissement des échanges commerciaux, notamment avec la Chine (Liu et al., 2019). Le changement climatique accentue ce risque car il rend les régions tempérées plus chaudes et donc favorables à l'installation d'espèces exotiques d'origine subtropicale (Asie du sud-est notamment). Ces invasions biologiques peuvent avoir des effets dramatiques sur la biodiversité forestière indigène par remplacement des espèces locales (avantage compétitif), pollution génétique ou destruction des plantes supports. Ainsi par exemple la pyrale du buis est actuellement en train de détruire de vastes boisements de Buis *Buxus sempervirens*, avec un risque d'extirpation de cette essence, et une menace forte pour la biodiversité associée (de nombreux arthropodes et champignons sont strictement inféodés au buis; Mitchell et al., 2018). La liste des espèces invasives ou introduites en forêts de Nouvelle-Aquitaine comprend le cynips du châtaignier, le grand capricorne asiatique, la punaise américaine des cônes, la punaise réticulée du chêne, le freon asiatique (il installe ses nids principalement en haut des arbres d'essences feuillues), et divers champignons ou oomycètes pathogènes – oïdium du chêne, chancre et encre du châtaignier, maladie des bandes rouge. De nombreux insectes exotiques (notamment scolytes et

capricornes) sont régulièrement interceptés dans les ports de la Nouvelle-Aquitaine (notamment La Rochelle) car il existe une longue tradition d'importation de bois venant d'Amérique ou d'Afrique.

L'importance de certaines populations d'ongulés sauvages en Région Nouvelle-Aquitaine génère aussi localement des surcoûts liés notamment aux dégâts occasionnés sur les cultures et les plantations (Ballon et al., 2013; Carnis & Facchini, 2012). L'impact des ongulés sauvages sur la flore du sous-bois a pu être évalué grâce au dispositif national RENECOFOR, constitué de 102 placettes forestières de suivi expérimental depuis 1995 dont sept font partie de la Région Nouvelle-Aquitaine. En dix ans, la présence d'ongulés sauvages tels que le cerf, le chevreuil et le sanglier a modifié significativement la structure du sous-bois et sa composition floristique (Boulanger et al., 2018). Les strates arbustives voient leur recouvrement et leur richesse en espèces végétales diminuer sous l'action des ongulés. La strate herbacée montre quant à elle une richesse végétale accrue, les ongulés sélectionnant l'augmentation d'une flore bien particulière, résistant au broutage et se dispersant sur les poils des herbivores (Boulanger et al., 2018).



Grand capricorne ©I. van Halder



Punaise américaine des pins (espèce invasive) ©I. van Halder



*Monochamus galloprovincialis*, vecteur du nématode du pin (espèce invasive) ©I. van Halder



Scolyte du pin maritime ©I. van Halder

## CE QU'IL FAUT RETENIR

Le commerce mondial et le réchauffement climatique favorisent l'introduction et l'expansion d'espèces invasives. Certains de ces nouveaux ravageurs constituent des menaces graves pour les forêts de Nouvelle-Aquitaine et pour l'économie de la filière bois.

[Tendance] [Études empiriques] (~10 études)

# 6 Références régionales

1. **AcclimaTerra** (2018) *Anticiper les changements climatiques en Nouvelle-Aquitaine*. Région Nouvelle-Aquitaine, Bordeaux.
2. **Achat et al.** (2010) 'Assessing turnover of microbial biomass phosphorus: Combination of an isotopic dilution method with a mass balance model', *Soil Biology and Biochemistry*, 42(12), pp. 2231–2240.
3. **ADANA** (2014) *Guide de la flore apicole & miels de Landes de Gascogne*. Association de Développement de l'Apiculture en Nouvelle-Aquitaine (ADANA). Mont-de-Marsan.
4. **ADANA** (2019) *Bulletin Technique Juin 2019*. Association de Développement de l'Apiculture en Nouvelle-Aquitaine. Mont-de-Marsan.
5. **Agreste Nouvelle-Aquitaine** (2015) *Mémento de la statistique agricole. Filière forêt-bois*. DRAAF Nouvelle-Aquitaine.
6. **Agreste Nouvelle-Aquitaine** (2019) *Mémento de la statistique agricole : La filière forêt-bois*. DRAAF Nouvelle-Aquitaine.
7. **Agreste Rhône-Alpes** (2010) *Mémento de la statistique agricole : Rhône-Alpes*. DRAAF Rhône-Alpes.
8. **Alaux et al.** (2010) 'Diet effects on honeybee immunocompetence', *Biology Letters*, 6(4), pp. 562–565.
9. **Andersen, Duncan & Linnell** (1998) *The European roe deer: The biology of success*. Scandinavian University Press. Oslo, Norway.
10. **Arnaudic, Anstett & Boos** (2011) 'Les prélèvements de coléoptères par la chasse en France', *Faune sauvage*, 293, pp. 45–49.
11. **Augusto et al.** (2005) 'High rates of nitrogen fixation of Ulex species in the understory of maritime pine stands and the potential effect of phosphorus fertilization', *Canadian Journal of Forest Research*, 35(5), pp. 1183–1192.
12. **Augusto & Bakker** (2009) *Les sols forestiers landais : caractéristiques et effets des pratiques de gestion*. INRA-ENITA, Bordeaux.
13. **Balabanian** (2004) 'Les cépes de Haute-Corrèze: un enjeu gastronomique, économique et sociétal'. Actes du 15ème Festival International de Géographie, St-Dié-des-Vosges.
14. **Ballon, Ginelli & Vollet** (2012) 'Les services rendus par la chasse en France : regards croisés en écologie, économie et sociologie', *Revue Forestière Française*, (3).
15. **Banos & Dehez** (2017) 'Le bois-énergie dans la tempête, entre innovation et captation ? Les nouvelles ressources de la forêt landaise', *Natures Sciences Sociétés*, 25(2), pp. 122–133.
16. **Barbaro et al.** (2005) 'Comparative responses of bird, carabid, and spider assemblages to stand and landscape diversity in maritime pine plantation forests', *Écoscience*, 12(1), pp. 110–121.
17. **Barbaro et al.** (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), pp. 652–664.
18. **Barbaro et al.** (2008) 'Multi-scale habitat selection and foraging ecology of the Eurasian hoopoe (Upupa epops) in pine plantations', in *Biodiversity and Conservation*, pp. 1073–1087.
19. **Barbaro et al.** (2014) 'Bird functional diversity enhances insectivory at forest edges: A transcontinental experiment', *Diversity and Distributions*, 20(2), pp. 149–159.
20. **Barbaro & Battisti** (2011) 'Birds as predators of the pine processionary moth (Lepidoptera: Notodontidae)', *Biological Control*, 56(2), pp. 107–114.
21. **Barbaro et al.** (2014) 'Liste commentée des Coléoptères carabiques (Coleoptera Carabidae) de la forêt des Landes de Gascogne', *Bulletin de la Société Linnéenne de Bordeaux*, 34, pp. 197–210.
22. **Barbaro et al.** (2015) 'Numerical and functional responses of predatory birds and bats to the pine processionary moth', in Roques, A. (ed.) *Processionary moths and global change: an update*. Springer, pp. 325–339.
23. **Barbaro & Van Halder** (2009) 'Linking bird, carabid beetle and butterfly life-history traits to habitat fragmentation in mosaic landscapes', *Ecography*, 32(2), pp. 321–333.
24. **Boissinot et al.** (2015) 'Small woods positively influence the occurrence and abundance of the common frog (Rana temporaria) in a traditional farming landscape', *Amphibia-Reptilia*, 36(4), pp. 417–424.
25. **Bonari et al.** (2017) 'Concordance between plant species, oribatid mites and soil in a Mediterranean stone pine forest', *Arthropod-Plant Interactions*, 11(1), pp. 61–69.
26. **Bost-André** (2019) *La sylvie d'Argenson: la lettre de la réserve biologique intégrale*. ONF.
27. **Bouget et al.** (2013) 'In search of the best local habitat drivers for saproxylic beetle diversity in temperate deciduous forests', *Biodiversity and Conservation*, 22(9), pp. 2111–2130.
28. **Bouisset & Poittier** (2011) 'La forêt des Landes de Gascogne entre protection et exploitation - Une "nature" ordinaire "écartelée"', in Lazlaz, L. et al. (eds) *Espaces protégés et territoires. Conflit et acceptation*. Paris: Belin: Mappemonde.
29. **Bouisset & Pottier** (2009) 'Les Landes de Gascogne : de la forêt cultivée au patrimoine naturel ?', in Groupe d'histoire des forêts françaises (ed.) *Colloque international 'Forêts et Paysages'*. Besançon.
30. **Boulanger et al.** (2018) 'Ungulates increase forest plant species richness to the benefit of non-forest specialists', *Global Change Biology*, 24(2), pp. e485–e495.
31. **Brahic & Deuffic** (2017) 'Comportement des propriétaires forestiers landais vis-à-vis du bois énergie: Une analyse micro-économique', *Économie Rurale*, (359), pp. 7–25.
32. **Brédif, Simon & Valenzisi** (2017) 'Stakeholder motivation as a means toward a proactive shared approach to caring for biodiversity: Application on Plateau de Mille-vaches', *Land Use Policy*, 61, pp. 12–23.
33. **Bresson et al.** (2011) 'To what extent is altitudinal variation of functional traits driven by genetic adaptation in European oak and beech?', *Tree Physiology*, 31(11), pp. 1164–1174.
34. **Brin et al.** (2011) 'Diameter of downed woody debris does matter for saproxylic beetle assemblages in temperate oak and pine forests', *Journal of Insect Conservation*, 15(5), pp. 653–669.
35. **Brin, Brustel & Jactel** (2009) 'Species variables or environmental variables as indicators of forest biodiversity: a case study using saproxylic beetles in Maritime pine plantations', *Annals of Forest Science*, 66(3), p. 306.
36. **Brockerhoff et al.** (2017) 'Forest biodiversity, ecosystem functioning and the provision of ecosystem services', *Biodiversity and Conservation*, 26(13), pp. 3005–3035.
37. **Buée et al.** (2011) 'Influence of tree species on richness and diversity of epigeous fungal communities in a French temperate forest stand', *Fungal Ecology*, 4(1), pp. 22–31.
38. **Candau & Deuffic** (2009) 'Une concertation restreinte pour définir l'intérêt général des espaces forestiers. Regard sur un paradoxe', *Vertigo*, (Hors série 6).
39. **Carlon** (1987) 'Effectifs, répartition et densité de l'Aigle botté, *Hieraetus pennatus* (Gmelin 1788) dans les Pyrénées-Atlantiques', *Alauda*, 55, pp. 81–92.
40. **Carnis & Facchini** (2012) 'Une approche économique des dégâts de gibier. Indemnisation, prix et propriété - An Economic Approach to Damage Caused by Big Game. Compensation, Price and Property', *Économie Rurale*, (327–328), pp. 126–142.
41. **Casarin et al.** (2004) 'Quantification of ectomycorrhizal fungal effects on the bioavailability and mobilization of soil P in the rhizosphere of Pinus pinaster', *New Phytologist*, 163(1), pp. 177–185.
42. **Castagneyrol et al.** (2012) 'Genetic Diversity Increases Insect Herbivory on Oak Saplings', *PLoS ONE*, 7(8).
43. **Castagneyrol et al.** (2017) 'Bottom-up and top-down effects of tree species diversity on leaf insect herbivory', *Ecology and Evolution*.



44. **Castagneyrol** et al. (2013) 'Plant apparency, an overlooked driver of associational resistance to insect herbivory', *Journal of Ecology*, 101(2), pp. 418–429.
45. **Castagneyrol** et al. (2014a) 'Effects of plant phylogenetic diversity on herbivory depend on herbivore specialization', *Journal of Applied Ecology*, 51(1), pp. 134–141.
46. **Castagneyrol** et al. (2014b) 'Egg mortality in the pine processionary moth: Habitat diversity, microclimate and predation effects', *Agricultural and Forest Entomology*, 16(3), pp. 284–292.
47. **Castagneyrol** et al. (2014c) 'Tree species composition rather than diversity triggers associational resistance to the pine processionary moth', *Basic and Applied Ecology*, 15(6), pp. 516–523.
48. **Castagneyrol** et al. (2019a) 'Associational resistance to a pest insect fades with time', *Journal of Pest Science*, pp. 1–11.
49. **Castagneyrol** et al. (2019b) 'Tree diversity effects on leaf insect damage on pedunculate oak: The role of landscape context and forest stratum', *Forest Ecology and Management*, 433, pp. 287–294.
50. **Castagneyrol, Jactel & Moreira** (2018) 'Anti-herbivore defences and insect herbivory: Interactive effects of drought and tree neighbours', *Journal of Ecology*, 106(5), pp. 2043–2057.
51. **Charbonnier** et al. (2014) 'Numerical and functional responses of forest bats to a major insect pest in pine plantations e109488', *PLoS ONE*, 9(10), p. e109488.
52. **Charbonnier** et al. (2016a) 'Bat and bird diversity along independent gradients of latitude and tree composition in European forests', *Oecologia*, 182(2), pp. 529–537.
53. **Charbonnier** et al. (2016b) 'Deciduous trees increase bat diversity at stand and landscape scales in mosaic pine plantations', *Landscape Ecology*, 31(2), pp. 291–300.
54. **Clus-Auby** (2003) *La gestion de l'érosion des côtes : l'exemple aquitain*. Presses Universitaires Bordeaux. Bordeaux, France.
55. **Coello** et al. (2013) *Les feuillus précieux pour la production de bois de qualité : écologie et sylviculture des essences adaptées aux Pyrénées et aux régions limitrophes. Recueil Fiches techniques - Espèces et sylviculture., Projet PIRINOBLE*. Gouvernement de la Catalogne, Centre de la propriété forestière.
56. **Costanzi** et al. (2015) 'Characterization of nine new microsatellite loci for the marbled newt, *Triturus marmoratus*', *Journal of Genetics*, 94(S2), pp. 63–64.
57. **Courtecuisse & Duhem** (2007) *Champignons de France et d'Europe*. Delachaux.
58. **CRPF Aquitaine** (2004) *Guides des milieux forestiers en Aquitaine*. Bordeaux.
59. **CRPF Nouvelle-Aquitaine** (2018) *Les forêts de notre région*. Bordeaux.
60. **Cucchi & Bert** (2003) 'Wind-firmness in *Pinus pinaster* at stands in Southwest France: influence of stand density, fertilisation and breeding in two experimental stands damaged during the 1999 storm', *Annals of Forest Science*, 60(3), pp. 209–226.
61. **Damien** et al. (2016) 'Pest damage in mixed forests: Disentangling the effects of neighbor identity, host density and host apparency at different spatial scales', *Forest Ecology and Management*, 378, pp. 103–110.
62. **Dehez** (2010) 'Les forêts d'Aquitaine : un patrimoine fréquenté', *Sud-Ouest Européen Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, (30), pp. 99–108.
63. **Dehez & Lyser** (2013) *Les loisirs en forêt d'Aquitaine. 2006-2012, permanences et évolutions. Rapport n° 158*. IRSTEA Centre de Bordeaux.
64. **Dehez** et al. (2015) *Bois énergie et développement territorial en Aquitaine. Rapport final projet CONSORE, volet 1*. Irstea Bordeaux et UPPA.
65. **Dequiedt** et al. (2009) 'Biogeographical patterns of soil bacterial communities', *Environmental Microbiology Reports*, 1(4), pp. 251–255.
66. **Deuffic** (2009) 'Regards d'habitants sur les paysages du causse de Sauveterre', in Parc national des Cévennes (ed.) *Les grands Causse : terre d'expériences*.
67. **Deuffic** (2012) 'Du bois mort pour la biodiversité. Des forestiers entre doute et engagement', *Revue Forestière Française*, (1).
68. **Deuffic & Brahic** (2018) 'La biodiversité, question sociale ? Recherches passées et à venir', in *Colloque « Biodiversité, gestion forestière, changement climatique et politiques publiques*. Bordeaux-Cestas, p. 8.
69. **Deuffic, Ginelli & Petit** (2010) 'Patrimoine foncier... et naturel ? Les propriétaires forestiers face à l'écologisation des Landes de Gascogne', *Sud-Ouest Européen Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*. Presses universitaires du Mirail, (30), pp. 109–124.
70. **Deuffic & Lyser** (2012) 'Biodiversity or bioenergy: is deadwood conservation an environmental issue for French forest owners?', *Canadian Journal of Forest Research*, 42(8), pp. 1491–1502.
71. **Djukic** et al. (2018) 'Early stage litter decomposition across biomes', *Science of the Total Environment*, 628–629, pp. 1369–1394.
72. **Dobré** et al. (2005) 'La fréquentation des forêts en France : permanences et évolutions', *Rendez-vous Techniques ONF*, 9, pp. 49–57.
73. **Duhart** (2012) 'Contribution à l'anthropologie de la consommation de champignons à partir du cas du sud-ouest de la France', *Revue d'ethnoécologie*, (2).
74. **Dulaurent** et al. (2012) 'Hide and seek in forests: Colonization by the pine processionary moth is impeded by the presence of nonhost trees', *Agricultural and Forest Entomology*, 14(1), pp. 19–27.
75. **Dupoué** et al. (2015) 'Physiological state influences evaporative water loss and microclimate preference in the snake *Vipera aspis*', *Physiology & Behavior*, 144, pp. 82–89.
76. **Eizner** (1995) 'La forêt, archétype de la Nature', in Meillier, D. and Vannier, P. (eds) *La forêt, les savoirs et le citoyen : regards croisés sur les acteurs, les pratiques et les représentations*. Châlons-sur-Saône: Éditions ANCR, pp. 17–19.
77. **Ekenler & Tabatabai** (2002) 'Effects of trace elements on b-glucosaminidase activity in soils', *Soil Biology and Biochemistry*, 34(11), pp. 1829–1832.
78. **Eraud** et al. (2017) 'Estimation des tableaux de chasse de la bécasse des bois en France pour la saison 2013-2014', *Faune sauvage*, 315(1), pp. 15–22.
79. **Fernandez-Conradi** (2017) *Diversité des arbres et résistance des forêts aux invasions biologiques : application au châtaignier et son complexe de bioagresseurs exotiques, chancre (*Cryphonectria parasitica*) et cynips (*Dryocosmus Kuriphilus*), Interactions entre organismes*. Université de Bordeaux.
80. **Fernandez-Conradi** et al. (2017) 'The effect of tree genetic diversity on insect herbivory varies with insect abundance', *Ecosphere*, 8(1), p. e01637.
81. **Ferron** (2014) 'Le Douglas, nouvelle ressource nationale', *Revue Forestière Française*, LXVI(3), pp. 289–300.
82. **Field** et al. (2019) 'Associational resistance to both insect and pathogen damage in mixed forests is modulated by tree neighbour identity and drought (soumis)'.  
83. **Le Floch** (2008) 'L'espace, une propriété des projets collectifs locaux : un exemple sur le plateau de Millevaches', *Espaces et sociétés*, 132–133(1), p. 179.
84. **Fort** et al. (2016) 'Foliar fungal communities strongly differ between habitat patches in a landscape mosaic', *PeerJ*, 4, p. e2656.
85. **Gaillard** et al. (2013) 'How does climate change influence demographic processes of widespread species? Lessons from the comparative analysis of contrasted populations of roe deer', *Ecology Letters*, 16, pp. 48–57.
86. **Garratt** et al. (2015) 'High juvenile mortality is associated with sex-specific adult survival and lifespan in wild roe deer', *Current Biology*, 25(6), pp. 759–763.
87. **Gascogne** (1994) 'Distribution par habitats des oiseaux nicheurs à enjeu de conservation, en forêt des Landes de Gascogne', *Le Courbageot*, 21/22, pp. 12–23.
88. **Gerzabek, Oddou-Muratorio & Hampe** (2017) 'Temporal change and determinants of maternal reproductive success in an expanding oak forest stand', *Journal of Ecology*, 105(1), pp. 39–48.
89. **Giffard** (2011) *Influence des interactions biotiques complexes sur la régénération des essences forestières feuillues*. Université de Bordeaux.
90. **Giffard** et al. (2013) 'Plant neighbours mediate bird predation effects on arthropod abundance and herbivory', *Ecological Entomology*, 38(5), pp. 448–455.
91. **Giffard** et al. (2012a) 'Bird predation enhances tree seedling resistance to insect herbivores in contrasting forest habitats', *Oecologia*, 168(2), pp. 415–424.
92. **Giffard** et al. (2012b) 'Influence of surrounding vegetation on insect herbivory. A matter of spatial scale and herbivore specialisation', *Basic and Applied Ecology*, 13(5), pp. 458–465.
93. **Ginelli** (2012) 'Chasse-gestion, chasse écologique, chasse durable ... Enjeux d'une écogestion', *Economie rurale*, pp. 327–328.
94. **Giovanetti & Aronne** (2013) 'Honey bee handling behaviour on the papilionate flower of *Robinia pseudoacacia* L.', *Arthropod-Plant Interactions*, 7(1), pp. 119–124.
95. **GIP Atgeri** (2019a) *Feu de forêt*.
96. **GIP Atgeri** (2019b) *Tempête*.
97. **González de Andrés** et al. (2017) 'Increased complementarity in water-limited environments in Scots pine and European beech mixtures under climate change', *Ecology*, 10(2), p. e1810.
98. **González de Andrés** et al. (2018) 'Tree-to-tree competition in mixed European beech–Scots pine forests has different impacts on growth and water-use efficiency depending on site conditions', *Journal of Ecology*, 106(1), pp. 59–75.
99. **Gosselin** (2014) *Rapport final du projet GNB « Gestion forestière, naturalité et biodiversité »*. Programme « Biodiversité, gestion forestière et politiques publiques », Ministère en charge de l'Environnement. IRSTEA.
100. **Grangé** (2002) 'Biologie de reproduction du Pic à dos blanc *Dendrocopos leucotos* ilfordi dans les Pyrénées occidentales (France)', *Nos oiseaux*, 49, pp. 199–212.
101. **Grangé & Vuilleumier** (2009) 'Le Pic à dos blanc *Dendrocopos leucotos*: deux scénarios pour expliquer l'histoire de son peuplement dans le sud de l'Europe et analyse des rapports taxonomiques entre les sous-espèces ilfordi et leucotos', *Nos Oiseaux*, 56, pp. 195–222.
102. **Guillot** et al. (2016) 'Landscape influences the morphology of male common toads (*Bufo bufo*)', *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 233, pp. 106–110.
103. **Guyot** et al. (2015) 'Tree Diversity Limits the Impact of an Invasive Forest Pest', *PLOS ONE*, 10(9), p. e0136469.
104. **Guyot** et al. (2019) 'Tree diversity drives associational resistance to herbivory at both forest edge and interior', *Ecology and Evolution*, p. ece3.5450.
105. **Haase** et al. (2015) 'Contrasting effects of tree diversity on young tree growth and resistance to insect herbivores across three biodiversity experiments', *Oikos*, 124(12), pp. 1674–1685.
106. **van Halder** et al. (2008) 'Importance of semi-natural habitats for the conservation of butterfly communities in landscapes dominated by pine plantations', *Biodiversity and Conservation*, 17(5), pp. 1149–1169.
107. **van Halder** et al. (2015) 'Woodland habitat quality prevails over fragmentation for shaping butterfly diversity in deciduous forest remnants', *Forest Ecology and Management*, 357, pp. 171–180.
108. **van Halder, Barbaro & Jactel** (2011) 'Conserving butterflies in fragmented plantation forests: Are edge and interior habitats equally important?', *Journal of Insect Conservation*, 15(4), pp. 591–601.

109. **Le Hénauff** (2011) *Stratégie reproductrice d'une espèce de lézard à pontes multiples (Podarcis muralis) dans un environnement contraignant*. Université de Poitiers. Physiologie, biologie des organismes, populations, interactions.
110. **Henckel** et al. (2019) 'On the relative importance of space and environment in farmland bird community assembly', *PLOS ONE*, 14(3), p. e0213360.
111. **Hervé** (2012) *Plantes mellifères de la forêt landaise et cylliviculture du pin maritime*. Synthèse ADAAQ.
112. **IFN** (2005) *La forêt française: un puits de carbone? Son rôle dans la limitation des changements climatiques*. Inventaire Forestier National.
113. **IGN** (2019) *Inventaire forestier national français, calculs personnalisés, campagnes annuelles 2005 à 2018*.
114. **Jactel** et al. (2002) 'Habitat diversity in forest plantations reduces infestations of the pine stem borer *Dioryctria sylvestrella*', *Journal of Applied Ecology*, 39(4), pp. 618–628.
115. **Jactel** et al. (2011) 'Non-host volatiles mediate associational resistance to the pine processionary moth', *Oecologia*, 166(3), pp. 703–711.
116. **Jactel** et al. (2018) 'Additive vs. substitutive design of mixed-species plantations for the delivery of multiple ecosystem services', in *Fourth International Conference on Planted Forests*. Beijing, China.
117. **Jambu** et al. (1988) 'Experimental study of the contribution of *Oniscus asellus* L. to the biotransformation of soil litter in the deciduous forest of *Quercus sessiliflora* of western France', *Pedobiologia*, 32(3–4), pp. 147–156.
118. **Jouveau** et al. (2019) 'Carabid activity density increases with forest vegetation diversity at different spatial scales', *Insect Conservation and Diversity*, p. icad.12372.
119. **de Lafontaine** et al. (2014) 'Cryptic no more: Soil macrofossils uncover Pleistocene forest microrefugia within a periglacial desert', *New Phytologist*, 204(3), pp. 715–729.
120. **Lahondière** (1996) 'Contribution à l'étude de la flore et de la végétation de la Forêt domaniale de Chizé (Deux-Sèvres)', *Bull. SBCO Nouvelle Série*, 27, pp. 237–242.
121. **Lalleroni** et al. (2017) 'Exploring the potential of brown bear (*Ursus arctos arctos*) as a long-distance seed disperser. A pilot study in South-Western Europe', *Mammalia*, 81(1), pp. 1–9.
122. **Landmann** (1997) 'La lettre du DSF', *La lettre du DSF*, 16, pp. 1–13.
123. **Landmann** et al. (2010) 'Produire plus de bois tout en préservant mieux la biodiversité, apports de l'étude « Biomasse et Biodiversité forestières », *Sciences Eaux & Territoires*, 3(3), pp. 50–55.
124. **Landmann & Nivet** (2014) 'Projet Resobio Gestion Des Remanents Forestiers : Preservation Des Sols Et De La Biodiversité', *Rapport final*, p. 243.
125. **Larrieu** et al. (2018) 'Spatial patterns of tree-related microhabitats: key factors and ecological significance for the conservation of the associated biodiversity', in *Proceedings of the 5th European Congress of Conservation Biology*. Jyväskylä: Jyväskylä University Open Science Centre.
126. **Lecq** et al. (2017) 'Importance of ground refuges for the biodiversity in agricultural hedgerows', *Ecological Indicators*, 72, pp. 615–626.
127. **Lelièvre** (2010) *Stratégies de thermorégulation chez deux colubridés sympatriques, la couleuvre verte et jaune Hierophis viridiflavus et la couleuvre d'Esculape Zamenis longissimus : une approche intégrée de la physiologie à la démographie*. Université de Poitiers. Physiologie, biologie des organismes, populations, interactions.
128. **Lelièvre** et al. (2011) 'Contrasted thermal preferences translate into divergences in habitat use and realized performance in two sympatric snakes', *Journal of Zoology*, 284(4), pp. 265–275.
129. **Lelièvre** et al. (2012) 'Trophic niche overlap in two syntopic colubrid snakes (*Hierophis viridiflavus* and *Zamenis longissimus*) with contrasted lifestyles', *Amphibia-Reptilia*, 33(1), pp. 37–44.
130. **Lelièvre** et al. (2013) 'The thermoregulatory strategy of two sympatric colubrid snakes affects their demography', *Population Ecology*, 55(4), pp. 585–593.
131. **Lesgourgues & Drouineau** (2009) 'Elaboration de nouveaux itinéraires techniques de régénération de la forêt landaise en réponse aux scénarios possibles', *Innovations Agronomiques*, (6), pp. 101–112.
132. **Leturmy** (2018) *Etude de l'impact de la gestion forestière sur la reproduction de la mésange charbonnière (Parus major) et de la chouette hulotte (Strix aluco)*. MASTER 1 Biodiversité, Ecologie, Evolution Université de Lille, Sciences et Technologies (Lille 1).
133. **Levy & Belis-Bergouignan** (2011) 'Quel développement pour une filière fondée sur le partage d'une ressource localisée?', *Revue d'Économie Régionale & Urbaine*, (3), p. 469.
134. **Liu** et al. (2019) 'Risks of Biological Invasion on the Belt and Road', *Current Biology*, 29(3), p. 499–505.e4.
135. **Lormée** et al. (2016) 'Turtle Dove *Streptopelia turtur* migration routes and wintering areas revealed using satellite telemetry', *Bird Study*, 63(3), pp. 425–429.
136. **Lormée & Aubry** (2018) 'Estimation des tableaux de chasse de colombidés en France pour la saison 2013-2014', *Faune sauvage*, 318(1), pp. 15–22.
137. **Lormée** et al. (1999) 'Inventaire et conservation des rapaces en forêt de Chizé: une première tentative', *Lirou*, 18.
138. **Louveaux & Albisetti** (1963) 'Observations Préliminaires Sur La Récolte Du Pollen Par Les Abeilles Dans « Les Grandes Landes » De La Forêt Landaise', *Annales de l'Abeille*, 6(3), pp. 229–234.
139. **Maxwell** (no date) *La biodiversité permet-elle d'atténuer les effets négatifs des changements climatiques lors du recyclage des nutriments en forêt? (Thèse en préparation)*. Université de Bordeaux. Sciences et Environnements.
140. **Mitchell** et al. (2018) 'Identifying the ecological and societal consequences of a decline in *Buxus* forests in Europe and the Caucasus', *Biological Invasions*, 20(12), pp. 3605–3620.
141. **Mocquart** et al. (1987) 'Contribution of crustacean Oniscidea to the transformation of soil litter in a deciduous forest of west France', *Revue d'Ecologie et de Biologie du Sol*, 24(3), pp. 311–327.
142. **Le Moigne & Jailloux** (2013) Liste rouge régionale des amphibiens et reptiles d'Aquitaine. *Observatoire Aquitain de la Faune Sauvage*, pp.48.
143. **Mora & Banos** (2014) 'La forêt des Landes de Gascogne : vecteur de liens?', *Vertigo*, 14(1).
144. **Mormont** (2009) 'Globalisations et écologisations des campagnes', *Études Rurales*, (183), pp. 143–160.
145. **ONF** (2016) *Plan de gestion 2016-2016 de la RBI de la Sylve d'Argenson*.
146. **Parisien** et al. (2018) 'Scénarios de probabilité et puissance potentielle des feux de végétation dans le département des Landes, France', *Canadian Journal of Forest Research*, 48(12), pp. 1587–1600.
147. **Pinaud** et al. (2018) 'Modelling landscape connectivity for greater horseshoe bat using an empirical quantification of resistance', *Journal of Applied Ecology*, 55(6), pp. 2600–2611.
148. **Poitou-Charentes Nature** (no date) *Plan Régional d'Actions en faveur des chiroptères 2018-2025 (en cours de finalisation)*. France Nature Environnement Nouvelle-Aquitaine.
149. **Pottier** (2010) 'Quand la forêt est patrimonialisée : les enjeux du cadre forestier du Bassin d'Arcachon', *Sud-Ouest Européen Revue géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest*, (30), pp. 125–138.
150. **Rahman** et al. (2018) 'Can tree species richness attenuate the effect of drought on organic matter decomposition and stabilization in young plantation forests?', *Acta Oecologica*, 93, pp. 30–40.
151. **Réseau Ongulés Sauvages** (2011) 'Tableaux de chasse ongulés sauvages : saison 2009-2010', *Grande Faune*, 131, pp. 36–43.
152. **Ribereau-Gayon** (2012) 'Tempêtes sur la forêt landaise - Histoires, mémoires', in *Atelier des brisants (ed.) Tempêtes sur la forêt landaise - Histoires, mémoires*.
153. **Richard** (1987) *Effet du pâturage sur la végétation du sous-bois dans les Landes de Gascogne*. Rennes 1.
154. **Rossi** et al. (2009) 'Multiscale spatial variation of the bark beetle *Ips sexdentatus* damage in a pine plantation forest (Landes de Gascogne, Southwestern France)', *Forest Ecology and Management*, 257(7), pp. 1551–1557.
155. **Simon, Marty & Arnould** (2002) 'Deux siècles d'aménagements forestiers: Trois situations aux marges méridionales de la France', *Eria: Revista cuatrimestral de geografía*, 58, pp. 251–267.
156. **Stout** (2000) 'Does size matter? Bumblebee behaviour and the pollination of *Cytisus scoparius* L. (Fabaceae)', *Apidologie*, 31(1), pp. 129–139.
157. **van Swaay** et al. (2010) *European red list of butterflies*. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
158. **Tapiero** (2011) *Plan national d'action en faveur des Chiroptères (2016-2025)*. Fédération des Conservatoires d'espaces naturels.
159. **Terraube** et al. (2016) 'Forest edges have high conservation value for bird communities in mosaic landscapes', *Ecology and Evolution*, 6(15), pp. 5178–5189.
160. **Theillout** (2015) *Atlas des oiseaux nicheurs d'Aquitaine*. Edited by LPO Aquitaine & Collectif faune-aquitaine.org. Delachaux et Niestlé.
161. **Thiollay & Bretagnolle** (2004) *Rapaces nicheurs de France. Distribution, effectifs et conservation*. Delachaux. Paris, France.
162. **Timbal & Maizeret** (1998) 'Biodiversité végétale et gestion durable de la forêt landaise de Pin maritime : bilan et évolution', *Revue Forestière Française*, (5), p. 403.
163. **Tixier** et al. (2009) 'Food selection by European roe deer (*Capreolus capreolus*): effects of plant chemistry, and consequences for the nutritional value of their diets', *Journal of Zoology*, 242(2), pp. 229–245.
164. **UICN** (2010) *European red list of butterflies*, *Publications Office of the European Union*. Publications Office of the European Union.
165. **UICN France** (2016) *La Liste rouge des espèces menacées en France métropolitaine*.
166. **Verheyden-Tixier** et al. (1998) 'Selection of hardwood saplings by European Roe Deer: Effects of variation in the availability of palatable species and of understory vegetation', *Revue d'Ecologie (La Terre et la Vie)*, 53(3), pp. 245–253.
167. **Vollet** (2016) 'Analyse de l'impact économique de la chasse sur l'emploi local en France', *Téoros: Revue de recherche en tourisme*, 32(1), p. 56.

# 7 Références internationales

1. **Abildtrup et al.** (2012) 'Les déterminants de la valeur récréative des forêts : l'exemple de la Lorraine', *Revue Forestière Française*, (3).
2. **Alphandéry & Fortier** (2007) 'La contestation de Natura 2000 par le groupe des "neuf": une forme d'agrarisme anti-environnemental dans les campagnes françaises?', in Cornu, P. and Mayaud, J.-L. (eds) *Au nom de la terre. Agrarisme et agrariens en France et en Europe, du 19e siècle à nos jours*. Boutique d. Paris, pp. 1–11.
3. **Anon** (2013) *Planted forests are a vital resource for future green economies. Summary Report of the 3rd International Congress on Planted Forests*. IUFRO, Estoril.
4. **Ansel, Butaud & Raharivelomanana** (2016) 'Principaux taxons ligneux de la cosmétopée tropicale : une analyse bibliographique', *Comptes Rendus Chimie*, 19(9), pp. 1035–1048.
5. **Arnould** (2001) 'Les forêts entre nature et société', *Bull. Assoc. Géogr. Franç.*, 2.
6. **Aubertin** (2002) 'Les « produits forestiers non-ligneux à, outil de la rhétorique du développement durable', *Nature Sciences Sociétés*, 10(2), pp. 39–46.
7. **Ballon, Ginelli & Vollet** (2012) 'Les services rendus par la chasse en France : regards croisés en écologie, économie et sociologie', *Revue Forestière Française*, (3).
8. **Barbaro & Battisti** (2011) 'Birds as predators of the pine processionary moth (Lepidoptera: Notodontidae)', *Biological Control*, 56(2), pp. 107–114.
9. **Barbosa et al.** (2009) 'Associational Resistance and Associational Susceptibility. Having Right or Wrong Neighbors', *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40(1), pp. 1–20.
10. **Bardgett & van der Putten** (2014) 'Belowground biodiversity and ecosystem functioning', *Nature*, 515(7528), pp. 505–511.
11. **Basset et al.** (2012) 'Arthropod diversity in a tropical forest', *Science*, 338(6113), pp. 1481–1484.
12. **Beaudet** (2006) 'Désir de nature et invention de la forêt en Occident', *Téoros. Revue de recherche en tourisme*, (25–3), pp. 6–13.
13. **Beaune et al.** (2013) 'Doom of the elephant-dependent trees in a Congo tropical forest', *Forest Ecology and Management*, 295, pp. 109–117.
14. **Bellassen & Luysaert** (2014) 'Carbon sequestration: Managing forests in uncertain times', *Nature*, 506(7487), pp. 153–155.
15. **Berger** (2005) *Les multiples valeurs de la forêt française*. Institut français de l'environnement (IFEN).
16. **Bergseng & Vatn** (2009) 'Why protection of biodiversity creates conflict - Some evidence from the Nordic countries', *Journal of Forest Economics*, 15(3), pp. 147–165.
17. **Bernard et al.** (2017) 'Deer browsing promotes Norway spruce at the expense of silver fir in the forest regeneration phase', *Forest Ecology and Management*, 400, pp. 269–277.
18. **BirdLife International** (2015) *The BirdLife checklist of the birds of the world: Version 8*.
19. **BirdLife International** (2018) *State of the world's birds: taking the pulse of the planet*. Cambridge, UK.
20. **Blicharska et al.** (2016) 'Contribution of social science to large scale biodiversity conservation: A review of research about the Natura 2000 network', *Biological Conservation*, 199, pp. 110–122.
21. **Blondet et al.** (2017) 'Participation in the implementation of Natura 2000: A comparative study of six EU member states', *Land Use Policy*, 66, pp. 346–355.
22. **Bond & Keeley** (2005) 'Fire as a global "herbivore": The ecology and evolution of flammable ecosystems', *Trends in Ecology and Evolution*, 20(7), pp. 387–394.
23. **Bonnesoeur et al.** (2016) 'Forest trees filter chronic wind-signals to acclimate to high winds', *New Phytologist*, 210(3), pp. 850–860.
24. **Bonsu, Dhubháin & O'Connor** (2019) 'Understanding forest resource conflicts in Ireland: A case study approach', *Land Use Policy*, 80, pp. 287–297.
25. **Botequim et al.** (2012) 'Modelling wildfire risk in pure and mixed forest stands in Portugal', *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 183(11–12), pp. 238–248.
26. **Bottalico et al.** (2017) 'A spatially-explicit method to assess the dry deposition of air pollution by urban forests in the city of Florence, Italy', *Urban Forestry and Urban Greening*, 27, pp. 221–234.
27. **Boulanger et al.** (2018) 'Ungulates increase forest plant species richness to the benefit of non-forest specialists', *Global Change Biology*, 24(2), pp. e485–e495.
28. **Boyden, Binkley & Stape** (2008) 'Competition among eucalyptus trees depends on genetic variation and resource supply', *Ecology*, 89(10), pp. 2850–2859.
29. **Brahic & Rambonilaza** (2016) *Quelle valeur les Français accordent-ils à la préservation de la biodiversité dans les forêts publiques métropolitaines ?* Ministère de l'écologie, Paris.
30. **Brahic & Terreaux** (2009) *Évaluation économique de la biodiversité, Évaluation Économique De La Biodiversité*. Editions Quæ.
31. **Brockerhoff et al.** (2008) 'Plantation forests and biodiversity: Oxymoron or opportunity?', *Biodiversity and Conservation*, 17(5), pp. 925–951.
32. **Brockerhoff & Liebhold** (2017) 'Ecology of forest insect invasions', *Biological Invasions*, 19(11), pp. 3141–3159.
33. **Buée et al.** (2011) 'Influence of tree species on richness and diversity of epigeous fungal communities in a French temperate forest stand', *Fungal Ecology*, 4(1), pp. 22–31.
34. **Bueno et al.** (2013) 'Functional Redundancy and Complementarities of Seed Dispersal by the Last Neotropical Megafrugivores', *PLoS ONE*, 8(2).
35. **Burnett et al.** (2018) 'Global estimates of mortality associated with long-term exposure to outdoor fine particulate matter', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 115(38), pp. 9592–9597.
36. **Burrascano et al.** (2013) 'Commonality and variability in the structural attributes of moist temperate old-growth forests: A global review', *Forest Ecology and Management*, 291, pp. 458–479.
37. **Cariñanos & Casares-Porcel** (2011) 'Urban green zones and related pollen allergy: A review. Some guidelines for designing spaces with low allergy impact', *Landscape and Urban Planning*, 101(3), pp. 205–214.
38. **Castagneyrol et al.** (2014) 'Effects of plant phylogenetic diversity on herbivory depend on herbivore specialization', *Journal of Applied Ecology*, 51(1), pp. 134–141.
39. **Catry et al.** (2010) 'Post-fire tree mortality in mixed forests of central Portugal', *Forest Ecology and Management*, 260(7), pp. 1184–1192.
40. **Charbonnier et al.** (2014) 'Numerical and functional responses of forest bats to a major insect pest in pine plantations e109488', *PLoS ONE*, 9(10), p. e109488.
41. **Charbonnier et al.** (2016) 'Bat and bird diversity along independent gradients of latitude and tree composition in European forests', *Oecologia*, 182(2), pp. 529–537.
42. **Chaudhary et al.** (2016) 'Impact of Forest Management on Species Richness: Global Meta-Analysis and Economic Trade-Offs', *Scientific Reports*, 6.
43. **CITEPA** (2019) *Rapport national d'inventaire pour la France au titre de la convention cadre des nations unies sur les changements climatiques et du protocole de Kyoto, 12e Séance Plénière*. Centre Interprofessionnel Technique d'Études de la Pollution Atmosphérique.
44. **Cooper-Ellis et al.** (1999) 'Forest response to catastrophic wind: Results from an experimental hurricane', *Ecology*, 80(8), pp. 2683–2696.
45. **Cordellier & Dobré** (2016) *Usages Et Images De La Forêt En France*. Observatoire Sociétal de la Forêt. Baromètre Forêt et société.
46. **Debell & Harrington** (1993) 'Deploying genotypes in short-rotation plantations: mixtures and pure cultures of clones and species', *Forestry Chronicle*, 69(6), pp. 705–713.
47. **Deuffic et al.** (2012) 'La biodiversité forestière, un nouveau référentiel pour les forestiers et les chasseurs?', in Fleury, C. and Prévot-Julliard, A.-C. (eds) *L'exigence de réconciliation. Biodiversité et société*. Fayard. Paris, pp. 129–142.
48. **Dickinson & Johnson** (2004) 'Temperature-dependent rate models of vascular cambium cell mortality', *Canadian Journal of Forest Research*, 34(3), pp. 546–559.
49. **Dobré et al.** (2005) 'La fréquentation des forêts en France : permanences et évolutions', *Rendez-vous Techniques ONF*, 9, pp. 49–57.
50. **Dupont, Pivato & Brunet** (2015) 'Wind damage propagation in forests', *Agricultural and Forest Meteorology*, 214–215, pp. 243–251.
51. **Dupouey et al.** (2013) 'Cartographie de l'occupation des sols des Pyrénées en 1850 et identification des plantes vasculaires indicatrices de l'ancienneté de l'état boisé', *Communication orale au colloque international de botanique pyrénéo-cantabrique*.
52. **Eckerberg** (2013) 'Forest conflicts : A growing research field', *Forest Policy and Economics*, 33, pp. 3–7.
53. **EFESE** (2018) *Les écosystèmes forestiers français*. Commissariat général au développement durable. Ministère de la transition écologique et solidaire.
54. **EFESE** (2019) *La séquestration de carbone par les écosystèmes en France*. Commissariat général au développement durable. Ministère de la transition écologique et solidaire.
55. **Ehrlich** (1996) 'Conservation in temperate forests: What do we need to know and do?', *Forest Ecology and Management*, 85(1–3), pp. 9–19.
56. **Eisenhauer et al.** (2011) 'Plant diversity surpasses plant functional groups and plant productivity as driver of soil biota in the long term', *PLoS ONE*, 6(1).
57. **Eschen, Roques & Santini** (2015) 'Taxonomic dissimilarity in patterns of interception and establishment of alien arthropods, nematodes and pathogens affecting woody plants in Europe', *Diversity and Distributions*. Edited by J. Jeschke, 21(1), pp. 36–45.
58. **Escuredo et al.** (2012) 'Assessing Rubus honey value: Pollen and phenolic compounds content and antibacterial capacity', *Food Chemistry*, 130(3), pp. 671–678.
59. **Fanin et al.** (2018) 'Consistent effects of biodiversity loss on multifunctionality across contrasting ecosystems', *Nature Ecology and Evolution*, 2(2), pp. 269–278.
60. **FAO** (2015a) *Évaluation des ressources forestières mondiales, Burundi*. Food and Agriculture Organisation, Washington, D.C.



61. **FAO** (2015b) Forest Resources Assessment 2015: Terms and Definitions. *Food and Agriculture Organization of the United Nations*. Washington D.C., USA.
62. **Felton et al.** (2016) 'Replacing monocultures with mixed-species stands: Ecosystem service implications of two production forest alternatives in Sweden', *Ambio*, 45, pp. 124–139.
63. **Fernandes** (2009) 'Combining forest structure data and fuel modelling to classify fire hazard in Portugal', *Annals of Forest Science*, 66(4), pp. 415–415.
64. **Fernandez-Conradi et al.** (2018a) 'Fungi reduce preference and performance of insect herbivores on challenged plants', *Ecology*, 99(2), pp. 300–311.
65. **Fernandez-Conradi et al.** (2018b) 'Plant neighbour identity and invasive pathogen infection affect associational resistance to an invasive gall wasp', *Biological Invasions*, 20(6), pp. 1459–1473.
66. **Filot** (2011) 'L'usage de la forêt wallonne', *Courrier hebdomadaire du CRISP*, 1892(27), p. 5.
67. **Fiquepron, Garcia & Stenger** (2013) 'Land use impact on water quality: Valuing forest services in terms of the water supply sector', *Journal of Environmental Management*, 126, pp. 113–121.
68. **Forest Europe** (2015) *State of Europe's Forests*. European Forest Institute & FAO.
69. **Forrester** (2015) 'Transpiration and water-use efficiency in mixed-species forests versus monocultures: effects of tree size, stand density and season', *Tree Physiology*, 35(3), pp. 289–304.
70. **Forrester et al.** (2016) 'Drought responses by individual tree species are not often correlated with tree species diversity in European forests', *Journal of Applied Ecology*. Edited by J. Finn, 53(6), pp. 1725–1734.
71. **Forrester & Bauhus** (2016) 'A Review of Processes Behind Diversity–Productivity Relationships in Forests', *Current Forestry Reports*.
72. **Fortier & Alphandéry** (2005) 'Négociations autour de la biodiversité : la mise en oeuvre de Natura 2000 en France', in Marty, P. and Vivient, F.-D. et al. (eds) *Les biodiversités. Objets, théories, pratiques*. CNRS Editi. Paris, pp. 227–240.
73. **France Bois Forêt** (2017) *Indicateur 2017 du prix de vente des bois sur pied en forêt privée*.
74. **De Frenne et al.** (2013) 'Microclimate moderates plant responses to macroclimate warming', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(46), pp. 18561–18565.
75. **García-Gonzalo et al.** (2012) 'Modelling wildfire risk in pure and mixed forest stands in Portugal', *Allgemeine Forst- und Jagdzeitung*, 183(11–12), pp. 238–248.
76. **García & Martínez** (2012) 'Species richness matters for the quality of ecosystem services: A test using seed dispersal by frugivorous birds', *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1740), pp. 3106–3113.
77. **Gardiner et al.** (2005) 'The stability of different silvicultural systems: A wind-tunnel investigation', *Forestry*, 78(5), pp. 471–484.
78. **Gardiner et al.** (2013) *Living with Storm Damage to Forests*. Edited by L. Hetemaki. What Science Can Tell Us 3. European Forest Institute.
79. **Gaston** (1996) 'Biodiversity - Congruence', *Progress in Physical Geography*, 20(1), pp. 105–112.
80. **González-Varo, López-Bao & Guitián** (2013) 'Functional diversity among seed dispersal kernels generated by carnivorous mammals', *Journal of Animal Ecology*, 82(3), pp. 562–571.
81. **Gonzalez et al.** (2007) 'A fire probability model for forest stands in Catalonia (north east Spain)', *Annals of Forest Science*, 64(5), pp. 584–584.
82. **Gosselin** (2009) 'Etat et les enjeux de biodiversité forestière en France', in Landmann, G., Gosselin, F., and Bonhême, I. (eds) *Biomasse et biodiversité forestières. Augmentation de l'utilisation de la biomasse forestière: implications pour la biodiversité et les ressources naturelles?* MEEDDM-Eco. Paris, p. 210.
83. **Gosselin & Paillet** (2015) *Critère 4 Diversité biologique des forêts*. Institut National de l'information géographique et forestière (IGN).
84. **Granet & Dobré** (2012) 'Les citadins et la forêt en France', *Revue Forestière Française*, (5).
85. **Griess et al.** (2012) 'Does mixing tree species enhance stand resistance against natural hazards? A case study for spruce', *Forest Ecology and Management*, 267, pp. 284–296.
86. **Grossiord et al.** (2014a) 'Does Drought Influence the Relationship Between Biodiversity and Ecosystem Functioning in Boreal Forests?', *Ecosystems*, 17(3), pp. 394–404.
87. **Grossiord et al.** (2014b) 'Interspecific competition influences the response of oak transpiration to increasing drought stress in a mixed Mediterranean forest', *Forest Ecology and Management*, 318, pp. 54–61.
88. **Guo, Xiao & Li** (2000) 'An assessment of ecosystem services: Water flow regulation and hydroelectric power production', *Ecological Applications*.
89. **Guyot et al.** (2015) 'Tree Diversity Limits the Impact of an Invasive Forest Pest', *PLOS ONE*, 10(9), p. e0136469.
90. **Guyot et al.** (2016) 'Tree diversity reduces pest damage in mature forests across Europe', *Biology Letters*, 12(4).
91. **Hall & Bawa** (1993) 'Methods to assess the impact of extraction of non-timber tropical forest products on plant populations', *Economic Botany*, 47(3), pp. 234–247.
92. **Handa et al.** (2014) 'Consequences of biodiversity loss for litter decomposition across biomes', *Nature*, 509(7499), pp. 218–221.
93. **Hanewinkel, Albrecht & Schmidt** (2013) 'Influence of stand characteristics and landscape structure on wind damage', in European Forest Institute (ed.) *Living with Storm Damage to Forests: What Science Can Tell Us*. Joensuu, pp. 41–47.
94. **Hantsch et al.** (2013) 'Species richness and species identity effects on occurrence of foliar fungal pathogens in a tree diversity experiment', *Ecosphere*, 4(7).
95. **Hartley** (2002) 'Rationale and methods for conserving biodiversity in plantation forests', *Forest Ecology and Management*, 155(1–3), pp. 81–95.
96. **Hawkins et al.** (2015) 'Using DNA metabarcoding to identify the floral composition of honey: A new tool for investigating honey bee foraging preferences', *PLoS ONE*, 10(8).
97. **Van Der Heijden, Bardgett & Van Straalen** (2008) 'The unseen majority: Soil microbes as drivers of plant diversity and productivity in terrestrial ecosystems', *Ecology Letters*, 11(3), pp. 296–310.
98. **Hély et al.** (2001) 'Role of vegetation and weather on fire behavior in the Canadian mixedwood boreal forest using two fire behavior prediction systems', *Canadian Journal of Forest Research*, 31(3), pp. 430–441.
99. **Hély, Bergeron & Flannigan** (2000) 'Effects of stand composition on fire hazard in mixed-wood Canadian boreal forest', *Journal of Vegetation Science*, 11(6), pp. 813–824.
100. **Hemy et al.** (1999) 'An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation', *Biological Conservation*, 91(1), pp. 9–22.
101. **Hill & Webster** (1995) 'Apiculture and forestry (bees and trees)', *Agroforestry Systems*, 29(3), pp. 313–320.
102. **Hogg et al.** (2007) 'Stomatal and non-stomatal fluxes of ozone to a northern mixed hardwood forest', *Tellus, Series B: Chemical and Physical Meteorology*, 59(3), pp. 514–525.
103. **Hoogstra-Klein, Brukas & Wallin** (2017) 'Multiple-use forestry as a boundary object: From a shared ideal to multiple realities', *Land Use Policy*, 69, pp. 247–258.
104. **Hooper et al.** (2000) 'Interactions between Aboveground and Belowground Biodiversity in Terrestrial Ecosystems: Patterns, Mechanisms, and Feedbacks', *BioScience*, 50(12), p. 1049.
105. **Horák et al.** (2019) 'Green desert?: Biodiversity patterns in forest plantations', *Forest Ecology and Management*, 433, pp. 343–348.
106. **Huang et al.** (2018) 'Impacts of species richness on productivity in a large-scale subtropical forest experiment', *Science*, 362(6410), pp. 80–83.
107. **IFN** (2005) *La forêt française: un puits de carbone? Son rôle dans la limitation des changements climatiques*. Inventaire Forestier National.
108. **IFN** (2010) *Indicateurs de gestion durable des forêts françaises métropolitaines*. Paris.
109. **Jactel et al.** (2006) 'Tree species diversity reduces the invasibility of maritime pine stands by the bast scale, *Matsucoccus feytaudi* (Homoptera: Margarodidae)', *Canadian Journal of Forest Research*, 36(2), pp. 314–323.
110. **Jactel et al.** (2017) 'Tree diversity drives forest stand resistance to natural disturbances', *Current Forestry Reports*, 3(3), pp. 223–243.
111. **Jactel et al.** (2018) 'Positive biodiversity–productivity relationships in forests: Climate matters', *Biology Letters*, 14(4).
112. **Jactel & Brockerhoff** (2007) 'Tree diversity reduces herbivory by forest insects', *Ecology Letters*, 10(9), pp. 835–848.
113. **Jucker et al.** (2014) 'Stabilizing effects of diversity on aboveground wood production in forest ecosystems: Linking patterns and processes', *Ecology Letters*, 17(12), pp. 1560–1569.
114. **Jucker et al.** (2016) 'Climate modulates the effects of tree diversity on forest productivity', *Journal of Ecology*. Edited by F. Gilliam, 104(2), pp. 388–398.
115. **Kafka, Gauthier & Bergeron** (2001) 'Fire impacts and crowning in the boreal forest: Study of a large wildfire in western Quebec', *International Journal of Wildland Fire*, 10(2), pp. 119–127.
116. **Kallenbach, Frey & Grandy** (2016) 'Direct evidence for microbial-derived soil organic matter formation and its ecophysiological controls', *Nature Communications*, 7(1), p. 13630.
117. **Keith et al.** (2009) 'Taxonomic homogenization of woodland plant communities over 70 years', *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 276(1672), pp. 3539–3544.
118. **Kohl & Rutschmann** (2018) 'The neglected bee trees: European beech forests as a home for feral honey bee colonies', *PeerJ*, 6, p. e4602.
119. **De Koning et al.** (2014) 'Natura 2000 and climate change-Polarisation, uncertainty, and pragmatism in discourses on forest conservation and management in Europe', *Environmental Science and Policy*, 39, pp. 129–138.
120. **Lange et al.** (2015) 'Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage', *Nature Communications*, 6(1), p. 6707.
121. **Lassagne** (2007) *Exploitation forestière, développement durable et stratégies de pouvoir dans une forêt tropicale camerounaise., Exploitation forestière, développement durable et stratégies de pouvoir dans une forêt tropicale camerounaise*. Chicoutimi: J.-M. Tremblay (Classiques des sciences sociales.).
122. **Lehouck et al.** (2009) 'Habitat disturbance reduces seed dispersal of a forest interior tree in a fragmented African cloud forest', *Oikos*, 118(7), pp. 1023–1034.
123. **Lelli et al.** (2019) 'Biodiversity response to forest structure and management: Comparing species richness, conservation relevant species and functional diversity as metrics in forest conservation', *Forest Ecology and Management*, 432, pp. 707–717.
124. **Leonard, McArthur & Hochuli** (2016) 'Particulate matter deposition on roadside plants and the importance of leaf trait combinations', *Urban Forestry and Urban Greening*, 20, pp. 249–253.
125. **Li et al.** (2019) 'Drivers of tree carbon storage in subtropical forests', *Science of the Total Environment*, 654, pp. 684–693.
126. **Liang et al.** (2016) 'Positive biodiversity–productivity relationship predominant in global forests', *Science*, 354, p. aaf8957.
127. **Maaf-IGN** (2016) *Indicateurs de gestion durable des forêts françaises métropolitaines, édition 2015*. Institut de l'Information Géographique et Forestière, Paris, pp. 343.



128. Markl et al. (2012) 'Meta-Analysis of the Effects of Human Disturbance on Seed Dispersal by Animals', *Conservation Biology*, 26(6), pp. 1072–1081.
129. Martel et al. (2017) *Forêt et carbone. Comprendre, agir, valoriser*. Broché.
130. MCPFE (2015) 'Summary for Policymakers', in Intergovernmental Panel on Climate Change (ed.) *Climate Change 2013 - The Physical Science Basis*. Cambridge: Cambridge University Press, pp. 1–30.
131. Michaletz & Johnson (2007) 'How forest fires kill trees: A review of the fundamental biophysical processes', *Scandinavian Journal of Forest Research*, 22(6), pp. 500–515.
132. Mikusiński (2018) *Ecology and Conservation of Forest Birds*. Cambridge University Press.
133. Millard & Singh (2010) 'Does grassland vegetation drive soil microbial diversity?', *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 88(2), pp. 147–158.
134. Morin et al. (2014) 'Temporal stability in forest productivity increases with tree diversity due to asynchrony in species dynamics', *Ecology Letters*. Edited by M. Rejmanek, 17(12), pp. 1526–1535.
135. Niemelä et al. (2005) 'Identifying, managing and monitoring conflicts between forest biodiversity conservation and other human interests in Europe', *Forest Policy and Economics*, 7(6), pp. 877–890.
136. Pan et al. (2011) 'A large and persistent carbon sink in the world's forests', *Science*, 333(6045), pp. 988–993.
137. Papillon & Dodier (2012) 'Les forêts périurbaines : des usages récréatifs à l'espace prophyllactique', *Revue de géographie alpine*, (99–3).
138. Paquette & Messier (2011) 'The effect of biodiversity on tree productivity: From temperate to boreal forests', *Global Ecology and Biogeography*, 20(1), pp. 170–180.
139. Payn et al. (2015) 'Changes in planted forests and future global implications', *Forest Ecology and Management*, 352, pp. 57–67.
140. Persano Oddo & Piro (2004) 'Main European unifloral honeys: descriptive sheets', *Apidologie*, 35(Suppl. 1), pp. S38–S81.
141. Pesendorfer et al. (2016) 'Scatter-hoarding corvids as seed dispersers for oaks and pines: A review of a widely distributed mutualism and its utility to habitat restoration', *The Condor*, 118(2), pp. 215–237.
142. Peter et al. (2016) 'Ectomycorrhizal ecology is imprinted in the genome of the dominant symbiotic fungus *Cenococcum geophilum*', *Nature Communications*, 7(1), p. 12662.
143. Peyron et al. (2002) *National survey on demand for recreation in French forests*. EUROSTAT.
144. Pimentel et al. (2006) 'Environmental and Economic Costs of Nonindigenous Species in the United States', *BioScience*, 50(1), p. 53.
145. Van der Plas et al. (2016) 'Biotic homogenization can decrease landscape-scale forest multifunctionality', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(13), pp. 3557–3562.
146. Polomé (2016) 'Private forest owners motivations for adopting biodiversity-related protection programs', *Journal of Environmental Management*, 183, pp. 212–219.
147. Primmer et al. (2014) 'Forest owner perceptions of institutions and voluntary contracting for biodiversity conservation: Not crowding out but staying out', *Ecological Economics*, 103, pp. 1–10.
148. Prober et al. (2015) 'Plant diversity predicts beta but not alpha diversity of soil microbes across grasslands worldwide', *Ecology Letters*, 18(1), pp. 85–95.
149. Prud'homme (2016) 'Forêt (des arbres & des hommes)', *Le Portique. Revue de philosophie et de sciences humaines*, pp. 37–38.
150. Rakotoarison & Point (2012) 'Valeur économique de la chasse au grand gibier. La méthode de transfert des bénéfices appliquée à la Région Aquitaine', *Économie Rurale*, (327–328), pp. 93–113.
151. Rameau (1997) 'La directive "Habitats" : analyse d'un échec, réflexions pour l'avenir', *Revue Forestière Française*, 5.
152. Ratcliffe et al. (2017) 'Biodiversity and ecosystem functioning relations in European forests depend on environmental context', *Ecology Letters*, 20(11), pp. 1414–1426.
153. Reinecke, Klemm & Heinken (2014) 'Vegetation change and homogenization of species composition in temperate nutrient deficient Scots pine forests after 45 yr', *Journal of Vegetation Science*, 25(1), pp. 113–121.
154. Rigot, van Halder & Jactel (2014) 'Landscape diversity slows the spread of an invasive forest pest species', *Ecography*, 37(7), pp. 648–658.
155. Robert & Yengué (2018) 'Les citoyens, un désir de nature « sous contrôle », « fleurie et propre »', *Métropoles*, 22(22).
156. Roques (2018) 'État actuel des introductions et de la propagation en Europe des bioagresseurs exotiques liés aux plantes ligneuses (Résumé)', *Revue Forestière Française*, (6), p. 595.
157. Sardain, Sardain & Leung (2019) 'Global forecasts of shipping traffic and biological invasions to 2050', *Nature Sustainability*, 2(4), pp. 274–282.
158. Schröter et al. (2005) 'Ecology: Ecosystem service supply and vulnerability to global change in Europe', *Science*, 310(5752), pp. 1333–1337.
159. Schütz et al. (2006) 'Vulnerability of spruce (*Picea abies*) and beech (*Fagus sylvatica*) forest stands to storms and consequences for silviculture', *European Journal of Forest Research*, 125(3), pp. 291–302.
160. Schwarzbauer, Stern & Ettwein (2014) *Future of the European Forest-Based Sector: Structural Changes Towards Bioeconomy*. What Science Can Tell Us. Future of the European Forest-Based Sector: Structural Changes Towards Bioeconomy. EFI, Joensuu, Finland.
161. Schwendenmann et al. (2015) 'Tree water uptake in a tropical plantation varying in tree diversity: interspecific differences, seasonal shifts and complementarity', *Ecophysiology*, 8(1), pp. 1–12.
162. Seebens et al. (2017) 'No saturation in the accumulation of alien species worldwide', *Nature Communications*, 8(1), p. 14435.
163. Sievänen et al. (2008) *Forest Recreation Monitoring – a European Perspective*. Finnish Forest Research Institute.
164. Silva et al. (2009) 'Assessing the relative fire proneness of different forest types in Portugal', *Plant Biosystems*, 143(3), pp. 597–608.
165. Simpson et al. (2008) *The Economic and Social Values of Forests for Recreation and Nature Tourism: a research overview*. COST Action E33: Forests for Recreation and Nature Tourism (FORREC). European Commission, COST and European Science Foundation.
166. Sprenger et al. (2013) 'Tree species and diversity effects on soil water seepage in a tropical plantation', *Forest Ecology and Management*, 309, pp. 76–86.
167. Stutz et al. (2015) 'Herbivore search behaviour drives associational plant refuge', *Acta Oecologica*, 67, pp. 1–7.
168. Terborgh et al. (2008) 'Tree recruitment in an empty forest', *Ecology*, 89(6), pp. 1757–1768.
169. Thomas et al. (2017) 'Changements à long terme des paysages forestiers dans cinq parcs nationaux métropolitains et le futur parc national des forêts de Champagne et Bourgogne', *Revue Forestière Française*, (4), p. 387.
170. Thompson et al. (2014) 'Biodiversity and ecosystem services: Lessons from nature to improve management of planted forests for REDD-plus', *Biodiversity and Conservation*, 23(10), pp. 2613–2635.
171. Toigo et al. (2018) 'Difference in shade tolerance drives the mixture effect on oak productivity', *Journal of Ecology*, 106(3), pp. 1073–1082.
172. Tonga Ketchatang et al. (2017) 'Disponibilité des produits forestiers non ligneux fondamentaux à la périphérie du Parc national de Lobeke', *Vertigo*, 14(3).
173. Trefon & Cogels (2007) 'La Gestion des Ressources Naturelles dans les Zones Périurbaines d'Afrique Centrale : une approche privilégiant les parties prenantes', *Cadernos de Estudos Africanos*, (13/14), pp. 101–126.
174. Turgeon (2003) 'Aperçu des produits forestiers non ligneux (PFNL)', *Ministère des ressources naturelles, de la faune et des parcs*, pp. 1–11.
175. UICN (2019) *Reforestation for the climate of tomorrow*. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. Gland, Switzerland, pp. 82.
176. Ulanow (2000) 'The effects of windthrow on forests at different spatial scales: A review', *Forest Ecology and Management*, 135(1–3), pp. 155–167.
177. Urquhart, Courtney & Slee (2012) 'Private woodland owners' perspectives on multifunctionality in english woodlands', *Journal of Rural Studies*, 28(1), pp. 95–106.
178. Valinger & Fridman (2011) 'Factors affecting the probability of windthrow at stand level as a result of Gudrun winter storm in southern Sweden', *Forest Ecology and Management*, 262(3), pp. 398–403.
179. Vallauri (2003) *Livre blanc sur la protection des forêts naturelles en France. Forêts métropolitaines*. Tec & Doc. World Wildlife Fund.
180. Vallauri & Neyroumande (2009) 'Les forêts françaises : une biodiversité à la fois riche et menacée La forêt représente un refuge et un réservoir de biodiversité d' autant plus impor-', *Responsabilité & environnement*, 53, pp. 75–82.
181. Vignon & Barbarreau (2008) 'Collisions entre véhicules et ongulés sauvages : quel coût économique ? Une tentative d'évaluation', *Faune Sauvage*, 279, pp. 31–35.
182. Vilà et al. (2013) 'Disentangling Biodiversity and Climatic Determinants of Wood Production', *PLoS ONE*, 8(2).
183. Visscher & Seeley (1982) 'Foraging strategy of honeybee colonies in a temperate deciduous forest', *Ecology*, 63(6), pp. 1790–1801.
184. Wagg et al. (2014) 'Soil biodiversity and soil community composition determine ecosystem multifunctionality', *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111(14), pp. 5266–5270.
185. Wardle (2006) 'The influence of biotic interactions on soil biodiversity', *Ecology Letters*, 9(7), pp. 870–886.
186. Wingfield et al. (2015) 'Planted forest health: The need for a global strategy', *Science*, 349(6250), pp. 832–836.
187. Wolf et al. (2004) 'Storm damage and long-term mortality in a semi-natural, temperate deciduous forest', *Forest Ecology and Management*, 188(1–3), pp. 197–210.
188. World Bank (2013) *Biodiversity and forests at a glance*.
189. Zachrisson & Beland Lindahl (2013) 'Conflict resolution through collaboration: Preconditions and limitations in forest and nature conservation controversies', *Forest Policy and Economics*, 33, pp. 39–46.
190. Zak et al. (2003) 'Plant diversity, soil microbial communities, and ecosystem function: Are there any links?', *Ecology*, 84(8), pp. 2042–2050.
191. Zeng, Durka & Fischer (2017) 'Species-specific effects of genetic diversity and species diversity of experimental communities on early tree performance', *Journal of Plant Ecology*, 10(1), pp. 252–258.
192. Zhang, Chen & Reich (2012) 'Forest productivity increases with evenness, species richness and trait variation: A global meta-analysis', *Journal of Ecology*, 100(3), pp. 742–749.