Société botanique de France

L'introduction d'essences exotiques en forêt



LIVRE BLANC

Novembre 2021

ISBN en cours

La **Société botanique de France** est une société savante créée en 1854 et reconnue d'utilité publique en 1875. Elle a aujourd'hui le statut d'association loi de 1901. Elle a pour objet de concourir au progrès de la botanique et des disciplines qui s'y rattachent, d'apporter une information validée scientifiquement au grand public, de représenter et de défendre la recherche, le développement et l'éducation des sciences botaniques auprès des instances françaises ou européennes.

Société botanique de France
Muséum national d'Histoire naturelle, CP 39
12 rue Buffon
75005 Paris

Plus d'information sur https://societebotaniquedefrance.fr

Ouvrage réalisé sous la direction de :
Guillaume Decocq, Vice-Président de la Société botanique de France

Avec les contributions de :
Guillaume Decocq, Professeur à l'Université de Picardie Jules Verne
Elisabeth Dodinet, Ethnobotaniste, Présidente de la Société botanique de France
Jean-Marie Dupont, Ingénieur forestier, directeur de la société apexe
Pierre-Henri Gouyon, Professeur au Muséum national d'Histoire naturelle de Paris
Serge Muller, Professeur au Muséum national d'Histoire naturelle de Paris
Pierre-Antoine Précigout, Chargé de recherche à l'INRAE
Marc-André Selosse, Professeur au Muséum national d'Histoire naturelle de Paris

Relecture :
Agnès Artiges, Secrétaire générale de la Société botanique de France
Déborah Closset, Maître de conférences à l'Université de Picardie Jules Verne
Isabelle Gascuel-Villevieille, Administratrice de la Société botanique de France
Arnaud Mouly, Maître de conférences à l'Université de Besançon
Sonia Saïd, Docteure habilitée en Écologie
Anne-Laure Stérin, Administratrice de la Société botanique de France

Mise en forme :
Lucie Degroisilles, Ingénieure d'études à l'Université de Picardie Jules Verne

Crédits photographiques :
Michel Botineau, Benjamin Cano, Jean-Pierre Chasseau, Guillaume Decocq, Frédéric Dupont, Jean-Marie Dupont, Rémi François, Sylvain Gaudin, Hélène Horen, Jérôme Jaminon, Florence Le Strat, Nicolas Luigi, Jean-Yves Hiro Meyer, Serge Muller, Pierre-Antoine Précigout, Julien Tomasini, Jean-Roger Wattez, Wikimedia Commons.

Cette couverture a été conçue en utilisant des ressources de Freepik.com

L'introduction d'essences exotiques en forêt

Livre blanc

Novembre 2021

Société botanique de France



Sommaire

Sous-bois printanier d'une chênaie-charmaie en Thiérache, Aisne. © G. Decocq.

Introduction 7

Pourquoi un livre blanc ?

Chantier 1 23

Réduire le risque d'invasion

Chantier 2 39

Réduire le risque d'introduction de nouveaux bioagresseurs

Chantier 3 55

Réduire le risque d'érosion de la biodiversité

Chantier 4 67

Réduire le risque d'évènements catastrophiques

Conclusions et recommandations 79

Annexes 97

Les références bibliographiques sur lesquelles s'appuie ce livre blanc ne sont pas appelées dans le texte mais les plus importantes sont rassemblées dans l'**annexe 1**. Des informations complémentaires sur les changements climatiques et leurs impacts sur la forêt sont données en **annexe 2**. Les listes d'espèces annexées aux Plans régionaux de la forêt et du bois qui sont évoquées dans ce livre blanc sont présentées et analysées en **annexe 3**. Un glossaire des termes techniques et scientifiques est fourni en **annexe 4**. Les termes apparaissant **en couleur et en gras** lors de leur première apparition dans le texte font l'objet d'un encadré numéroté, qui précise des définitions et des concepts, ou apporte des informations supplémentaires.



Introduction

Dépérissement forestier sous l'effet conjugué des sécheresses estivales et des attaques de bioagresseurs sur sols sableux. Forêt de Compiègne, Oise. © J. Jaminon.

Pourquoi un livre blanc ?

Les **changements climatiques** (encadré 1) et leurs conséquences, directes et indirectes, sur les sociétés humaines occupent le devant de l'actualité depuis plusieurs décennies. Dans ce contexte, les forêts sont à la fois des victimes potentielles de ces changements, mais aussi des acteurs essentiels pour agir sur la cause des changements climatiques.

Couvrant quelque 168 000 km², les espaces boisés occupent actuellement 31 % de la surface de la France métropolitaine. Ils sont couverts à 93 % d'essences indigènes et à plus de 60 % d'essences feuillues. Ils sont aux trois quarts privés et génèrent environ 400 000 emplois pour l'ensemble de la filière bois, avec un chiffre d'affaires annuel de 60 milliards d'euros. Outre cette fonction économique essentielle, la forêt assure de nombreux services écosystémiques : elle est l'un des principaux réservoirs de biodiversité ; elle joue un rôle clé dans la conservation des sols et des ressources en eau ; elle module le climat ; elle participe au piégeage et au stockage du CO_2 ; et elle est le lieu de nombreuses activités récréatives. Aujourd'hui, la pérennité de ces différents services est remise en cause, car la forêt doit faire face à une menace d'une ampleur sans précédent : le réchauffement climatique. Depuis les années 2000, on observe une baisse constante de la productivité de la forêt métropolitaine. Où qu'il aille, le promeneur peut en constater les symptômes : hêtres, chênes pédonculés, frênes et autres épicéas se meurent dans de nombreuses régions, réduisant d'autant les capacités de la forêt à fixer et à stocker du CO_2, accentuant encore le réchauffement climatique dont elle est victime, dans une logique de cercle vicieux.

1

Les changements climatiques, ce n'est pas que le réchauffement !

Le terme fréquemment utilisé de « réchauffement climatique » porte une vision réductrice des changements climatiques qui sont beaucoup plus complexes que la seule élévation des températures annuelles moyennes.

D'un point de vue physiologique, ces moyennes ne sont guère pertinentes. Les températures extrêmes, les durées de gel ou de périodes caniculaires, ainsi que les amplitudes thermiques journalières et saisonnières sont beaucoup plus importantes. Dans le cas des écosystèmes forestiers, outre les modifications des températures, il faut prendre en compte les changements de régime et de répartition des précipitations, la fréquence accrue des évènements météorologiques extrêmes (ouragans et tempêtes, incendies, inondations, canicules, etc.), les modifications phénologiques et les déplacements d'aire de répartition des êtres vivants, qu'ils soient animaux, végétaux ou microbiens.

En outre, les changements climatiques contribuent à une recrudescence des crises sanitaires induites par divers parasites, agents pathogènes et insectes ravageurs selon une spirale dangereuse : non seulement les arbres sont fragilisés par les stress thermo-hydriques, mais ils sont davantage exposés aux bioagresseurs qui migrent beaucoup plus vite, survivent et prolifèrent davantage en l'absence de froid hivernal.



◀ Les larves des scolytes s'attaquent aux arbres affaiblis. © G. Decocq.

Dépérissement des plantations ▶ monospécifiques équiennes d'épicéas en Argonne (Marne) sous l'effet conjugué des sécheresses estivales et des attaques de scolytes. © S. Gaudin.

Quelles tendances en France ?

Selon les scénarios du GIEC, dont une mise à jour a été publiée en août 2021, l'augmentation de la température moyenne annuelle devrait continuer pour atteindre 2°C à 3°C supplémentaires et même 3°C à 4°C pendant la période de végétation, avec des épisodes caniculaires récurrents et plus prononcés, ainsi que des tempêtes plus fréquentes (**annexe 2**). Quant aux précipitations, on attend surtout un changement de régime, avec des pluies plus importantes en hiver et plus rares en été mais, surtout, survenant sous forme d'orages violents et localisés. Les sécheresses estivales devraient être de plus en plus sévères. Derrière ces tendances à l'échelle nationale, des variations régionales importantes sont attendues. Ces changements climatiques ne sont pas inédits ; c'est leur rapidité d'installation qui l'est : ils sont à peu près dix fois plus rapides que les changements normaux entre périodes glaciaires et interglaciaires. Même pendant l'Optimum climatique médiéval qui dura trois siècles, du X^{e} siècle jusqu'au début du Petit Âge glaciaire (qui débuta au XIV^{e} siècle pour prendre fin vers 1860), le réchauffement ne se fit pas aussi vite.



Quels impacts sur la forêt française métropolitaine ?

On observe déjà des migrations d'espèces vers les hautes latitudes et altitudes, évidemment plus rapides pour des animaux, mobiles, que pour des plantes, au mode de vie fixé. Ainsi, d'ici 2100 la quasi-totalité du territoire métropolitain pourrait héberger, dans les plaines et collines, une végétation de type méditerranéen si l'on néglige l'influence de la topographie, des microclimats et de l'inertie des écosystèmes. Même si la sylviculture tronque volontairement les cycles sylvigénétiques naturels de manière à récolter des arbres (hors peupliers) âgés de 40 ans (sapin de Douglas) à plus de 150 ans (chêne sessile), ces pas de temps restent longs par rapport à la vitesse des changements climatiques observés.

La rapidité de ces changements exerce des contraintes sur le fonctionnement de l'écosystème et l'écophysiologie des essences ligneuses. Il est notamment attendu un allongement de la saison de végétation, une augmentation de la productivité biologique dans les sites où l'eau ne sera pas un facteur limitant, mais aussi des dépérissements par stress hydriques, notamment estivaux, qui rendent les arbres très vulnérables aux attaques d'insectes phytophages et aux champignons parasites. La recrudescence des attaques de scolytes sur les épicéas ou de hannetons sur les chênes, l'épidémie de chalarose du frêne en sont des exemples très actuels.

Par ailleurs, l'augmentation de la fréquence des évènements météorologiques extrêmes (tempêtes, orages, canicules, pluies torrentielles, tornades, etc.) expose la forêt à une recrudescence de chablis, de glissements de terrain (surtout en montagne) et de feux de forêts.

S'il existe une sensibilité individuelle et espèce-dépendante, toutes ces conséquences sont largement influencées par la sylviculture : par exemple, les peuplements monospécifiques composés d'arbres d'une seule classe d'âge sont beaucoup plus vulnérables aux perturbations, comme les tempêtes ou les attaques de ravageurs, que des peuplements diversifiés en classes d'âge et en essences. La vulnérabilité de la forêt française aux changements climatiques apparaît ainsi davantage comme un héritage des pratiques sylvicoles passées ou récentes qu'une inadaptation des essences autochtones aux aléas climatiques. Par exemple, beaucoup des reboisements du Fonds forestier national effectués à partir de 1946 n'ont pas tenu compte de l'adéquation des essences et des densités de plantation aux conditions stationnelles ; la transposition de pratiques agricoles à la sylviculture, comme le labour et l'utilisation de pesticides, ont considérablement fragilisé certains sols. C'est ainsi qu'un récent rapport de l'Inventaire national du patrimoine naturel (INPN) indiquait que seuls 18 % des habitats forestiers français étaient dans un bon état de conservation.



Dégâts causés par la tempête Martin du 27 décembre 1999 : les peuplements résineux (au premier plan) ont été dévastés tandis que les peuplements feuillus (à l'arrière-plan) ont mieux résisté. Rougnac, Charentes. © M. Botineau.

L'enjeu

Adapter les forêts aux changements climatiques…

Adapter la forêt française métropolitaine aux changements climatiques en cours est donc une nécessité. Il s'agit d'abord de conserver la surface boisée, c'est-à-dire éviter que les dépérissements n'aboutissent au remplacement des bois et forêts par d'autres types de végétation. Il est important ensuite de préserver la capacité de production de bois afin que les filières économiques qui en dépendent puissent perdurer, voire se développer.

…tout en conservant leur multifonctionnalité et leurs capacités de résilience

En effet, ce service de production ne peut être dissocié des autres **services écosystémiques** (encadré 2) fournis par la forêt à la société. La qualité et la quantité de ces services sont conditionnées par un fonctionnement optimal des écosystèmes forestiers et renforcent la multifonctionnalité de ces derniers. Une vision écosystémique est dès lors absolument indispensable : toute autre approche de l'adaptation des forêts aux changements climatiques, qui se limiterait par exemple à la seule production de bois, conduirait à un échec et ne répondrait pas aux attentes sociétales. L'enjeu est bien d'accroître les capacités de résilience de nos écosystèmes forestiers au contexte climatique actuel et à venir pour garantir la qualité et la quantité de l'ensemble des services fournis.



Dépérissement forestier en forêt feuillue. Forêt de Compiègne, Oise.
© J. Jaminon.

2 Qu'est-ce que les services écosystémiques ?

Le concept de « service écosystémique » a été popularisé à partir de 2005 avec l'Évaluation des écosystèmes pour le Millénaire (Millenium Ecosystem Assessment ou MEA). Il désigne les bénéfices que les sociétés humaines tirent des processus naturels sous-jacents au fonctionnement des écosystèmes.

Plusieurs classifications en ont été proposées. La plus utilisée distingue les services :

- *d'approvisionnement* : dans le cas des forêts, il s'agit de la production de bois, de produits alimentaires (fruits, champignons, gibier…), d'oxygène, etc. ;
- *de régulation* : modulation du climat, régulation des crues, épuration des eaux et des sols, préservation des sols contre l'érosion, contrôle des flux d'espèces pollinisatrices, auxiliaires, pathogènes, etc. ;
- *de support* : réservoir de biodiversité, séquestration du carbone, formation des sols, recyclage des nutriments, production de biomasse, etc. ;
- *socio-culturels* : aspects récréatifs (promenade, chasse, pêche…), esthétiques (création artistique…), éducatifs et spirituels.

Beaucoup de ces services écosystémiques sont tributaires de la biodiversité.

Un défi pour la recherche est de chiffrer la part économique des services écosystémiques car beaucoup n'ont pas de valeur marchande monétarisée : s'il est facile d'attribuer un prix à une quantité de bois produite, c'est beaucoup plus difficile pour une quantité d'oxygène produite ou de carbone stockée, encore plus pour une qualité esthétique du paysage forestier.

Certains services ont une valeur positive (comme la vente de bois) tandis que d'autres, les « disservices », ont une valeur négative (un coût), comme les maladies transmises par les arthropodes.

Des systèmes de « paiement des services environnementaux » ont été proposés dans le débat public, dans lesquels les utilisateurs de la forêt rétribueraient les propriétaires forestiers pour qu'ils y maintiennent l'intégrité des services écosystémiques.


Luvisol sur limons lœssiques © H. Horen.


Calcisol sur craie © H. Horen.



Podzol sur sables acides © G. Decocq.

La séquestration du carbone dans les sols est une fonction importante de l'écosystème forestier, dont l'intensité varie en fonction du type de sol et du mode de sylviculture. Un couvert forestier continu permet de préserver les stocks de carbone du sol, contrairement aux coupes à blanc. Si l'essentiel du stock se trouve dans les premiers décimètres, la séquestration dans les horizons profonds est loin d'être négligeable.

Le problème

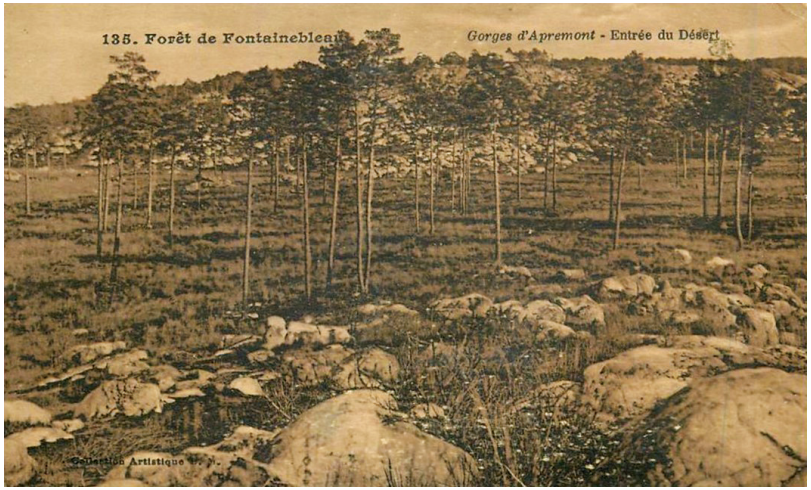
Le recours aux essences exotiques

Pour parvenir à l'objectif d'accroissement de la résilience forestière, différents leviers sont actionnables. L'un d'entre eux consiste à modifier la composition en essences des forêts actuelles, jugées un peu hâtivement et sans diagnostic approfondi « inadaptées ». La tolérance au stress hydrique est en effet espèce-dépendante et a une composante évolutive : les espèces ayant évolué sous des climats arides sont naturellement plus tolérantes que celles ayant évolué sous un climat plus tempéré. De là est venue l'idée d'adapter la composition de la forêt aux changements climatiques en privilégiant les essences (variétés ou espèces) naturellement résistantes au stress hydrique. C'est une des principales orientations retenues dans les schémas et plans d'aménagement, notamment dans les récents Programmes régionaux de la forêt et du bois (PRFB), déclinaisons régionales du Programme national (PNFB) 2016-2026 prévu par la loi d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt. Le récent « plan de relance » de l'État vise à accélérer la mise en œuvre de cette politique.

Les listes d'essences préconisées et éligibles à subvention dans ces programmes retiennent un total de 129 espèces d'arbres (hors hybrides, clones de peupliers et arbustes d'accompagnement) dont 67 (52 %) sont exotiques pour la France métropolitaine, majoritairement des conifères (**annexe 3**).

Or, la composition des listes n'a pas fait l'objet de validation scientifique et ces **espèces exotiques** (encadré 3) n'ont pas ou peu été évaluées préalablement à la décision de leur introduction « en masse » dans les forêts françaises. Pire, un certain nombre de ces espèces, utilisées dans le passé ou encore actuellement, posent question puisque, en France ou dans d'autres pays, leur introduction a pu induire de graves crises écologiques et, donc, économiques : invasions biologiques, introduction d'agents pathogènes, érosion de la biodiversité, aggravation d'incendies de forêt, etc.

L'**introduction d'essences exotiques en forêt** (encadré 4) n'est pas nouvelle : les premières remontent à plus de 2000 ans, comme dans le cas du châtaignier ou du noyer. Mais les premiers essais de plantations forestières « en grand » eurent lieu au XVI^{e} siècle, sous le règne de François I^{er} ; ce furent aussi les premiers échecs et, de surcroît, les premières introductions accidentelles d'insectes exotiques, ravageurs des pins. Depuis, les introductions se sont multipliées ; à de rares exceptions près, elles se sont soldées par des déconvenues.



La forêt de Fontainebleau possède une longue histoire d'introductions d'essences exotiques. Carte postale (fin XIX^{e}-début XX^{e} siècle), collection R. François.

3 Qu'est-ce qu'une espèce exotique ?

En écologie, le caractère « exotique » d'une espèce signifie qu'elle ne vit pas naturellement dans l'aire géographique considérée. À l'échelle globale, l'histoire, à travers les vicissitudes climatiques (cycles refroidissement-réchauffement), géologiques (fusion-dislocation et dérive des continents, surrection des montagnes, volcanisme) et édaphiques (différenciation des sols), a engendré la diversification des végétaux et leurs adaptations aux caractéristiques de leur milieu de vie. Ainsi, chaque zone géographique dispose d'une flore, d'une fonge et d'une faune qui lui sont propres, dont les espèces ont co-évolué sur des temps géologiques longs.

À une échelle plus locale, des régions qui ont pu connaître des trajectoires évolutives différentes peuvent présenter des conditions climatiques contemporaines contrastées et, par conséquent, héberger des cortèges d'espèces distincts : on parle de territoires biogéographiques. Une espèce vivant spontanément dans un territoire donné et introduite, volontairement ou non, directement ou indirectement par l'Homme, dans un autre territoire d'où elle était naturellement absente, y acquiert dès lors le statut d'espèce exotique : elle se développe dans un nouvel environnement, où elle côtoie pour la première fois des espèces avec lesquelles elle n'a jamais co-évolué. De manière quasi imprévisible, cela peut se solder par son élimination (échec d'acclimatation) comme par son acclimatation et sa dissémination, parfois très importante (invasion biologique).

Lors de l'introduction d'une essence exotique, il arrive que d'autres organismes en provenance de la même aire d'origine - donc exotiques eux aussi - soient accidentellement introduits avec elle, notamment des parasites (cf. chantier n°2).

À l'échelle d'un territoire biogéographique donné, une espèce exotique peut provenir du même continent ou d'un autre continent. Dans un contexte de changements climatiques, les limites naturelles des territoires biogéographiques se déplacent et une espèce peut migrer spontanément vers un autre territoire pour s'y installer au fur et à mesure que les conditions écologiques lui deviennent favorables, mais ceci s'opère presque toujours au sein d'un même continent. Dans ce cas, elle migre souvent avec son cortège d'espèces associées (mutualistes et parasites), ce qui facilite son intégration à l'écosystème. Elle n'est alors pas considérée comme exotique, mais comme nouvellement indigène. C'est ce processus que le concept de « **migration assistée** » vise à reproduire artificiellement (cf. encadré 15).



L'épicéa est indigène dans plusieurs montagnes françaises mais exotique en plaine. © G. Decocq.



Le chêne du Portugal est indigène dans la péninsule Ibérique mais exotique en France. © G. Decocq.



Le cyprès de Lawson est indigène en Amérique du Nord mais exotique en Europe. © G. Decocq.

4 L'origine des essences exotiques introduites en forêt

On estime qu'environ 95 essences exotiques ont déjà été introduites dans les forêts européennes. Il s'agit pour la plupart d'essences provenant des régions tempérées d'Amérique du Nord, d'Asie ou d'autres parties de l'Europe. La nouveauté, dans le contexte politique d'adaptation de la forêt aux changements climatiques, c'est que des essences en provenance d'autres biomes, notamment méditerranéens, sont désormais introduites dans des forêts tempérées, parfois même pour en constituer l'essence dominante, au détriment des essences indigènes.

Dans le cas des forêts tempérées, il existe principalement quatre blocs qui ont évolué indépendamment depuis environ 15 millions d'années, tous situés dans l'hémisphère nord : deux en Amérique du Nord, séparés par la chaîne des Rocheuses ; un eurasiatique qui s'étend de la façade atlantique de l'Europe à l'Himalaya ; et un extrême-oriental à l'est de l'Himalaya. À ces grands blocs s'ajoutent de petites régions de l'hémisphère sud où le climat est tempéré : au Chili, dans le sud de l'Afrique du Sud, en Tasmanie et en Nouvelle-Zélande. La flore ligneuse européenne est la plus pauvre en espèces des régions tempérées, en raison des obstacles géomorphologiques (océan Atlantique à l'ouest, Pyrénées et mer Méditerranée au sud, Alpes - Balkans - mer Noire - Caucase à l'est) qui ont empêché de nombreuses espèces de migrer vers des refuges lors des quinze cycles glaciaires-interglaciaires du Quaternaire responsables de l'extinction de nombreuses espèces. En contrepartie, la plupart des espèces qui ont survécu ont des capacités d'adaptation très importantes et une grande rusticité.

Les forêts « méditerranéennes », beaucoup moins répandues, se développent dans cinq régions du monde. La principale concerne le pourtour de la mer Méditerranée, en Europe - incluant la France -, sur les marges maritimes du Proche-Orient et au nord de l'Afrique du Nord. Les autres se situent en Californie (étasunienne et mexicaine), au nord du Chili, en Afrique du Sud (province du Cap) et au sud-ouest de l'Australie.



Eucalyptus globulus, espèce méditerranéenne originaire d'Australie. © G. Decocq.

Il apparaît donc urgent et nécessaire de synthétiser l'état des connaissances scientifiques sur les risques associés à l'introduction d'essences exotiques dans les forêts françaises, préalable nécessaire à une véritable prise en compte du rapport bénéfice/risque de cette pratique.

Il s'agit non seulement d'éclairer objectivement un sujet qui peut très vite devenir passionné, mais aussi de faciliter la prise de décision du forestier et des pouvoirs publics.

C'est l'objectif du présent « livre blanc », qui présente dans les pages qui suivent quatre grands chantiers dans l'objectif de réduire les risques associés à l'introduction d'essences exotiques en forêt :

- invasion biologique (chantier n°1) ;
- introduction de nouveaux bioagresseurs (chantier n°2) ;
- érosion de la biodiversité (chantier n°3) ;
- évènements catastrophiques (chantier n°4).

Nous conclurons par quelques recommandations à l'intention des gestionnaires et des décideurs.



Chantier 1

Prunus serotina, un cerisier américain devenu invasif dans les forêts européennes où il fut jadis planté. © G. Decocq.

Réduire le risque d'invasion

Réalité du risque

Les forêts ont longtemps été considérées comme plutôt épargnées par les plantes **invasives** (encadré 5) en comparaison avec les milieux ouverts ou aquatiques. Mais si effectivement peu d'espèces sont capables de coloniser les sous-bois, il a été montré que celles qui y parviennent s'y installent beaucoup plus durablement, avec des impacts sur la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes bien plus importants sur le long terme. En France, on répertorie plusieurs espèces invasives parmi les arbres et arbustes, qui proviennent soit d'introductions directes en forêt (plantations en plein ou en enrichissement), soit de colonisations à partir de parcs et jardins. Certaines se rencontrent sur la quasi-totalité du territoire métropolitain (cerisier tardif, *Prunus serotina* ; robinier faux-acacia, *Robinia pseudoacacia* ; érable negundo, *Acer negundo* ; ailante, *Ailanthus altissima*), d'autres sont pour le moment limitées à certaines régions (mimosa, *Acacia dealbata* ; chêne rouge, *Quercus rubra* ; noyer noir, *Juglans nigra*).

5 Qu'est-ce qu'une espèce « invasive » ?

Une espèce exotique, une fois introduite, peut s'acclimater aux conditions écologiques de son nouvel environnement (climat, sol, interactions avec les autres êtres vivants), croître et se développer de manière similaire à ce qui est observé dans sa région d'origine. Si l'acclimatation est telle qu'elle peut se reproduire et établir de nouvelles populations, étendant ainsi spontanément son aire de répartition dans sa nouvelle région d'implantation, on dit que l'espèce est naturalisée. Cela concernerait de l'ordre de 10 % des espèces exotiques introduites.

Certaines de ces espèces naturalisées (environ 10 %) peuvent parfois se mettre à proliférer de manière incontrôlable, modifiant presque systématiquement le fonctionnement de l'écosystème qui les héberge (notamment par des pertes importantes de biodiversité). On parle dans ce cas d'espèces « invasives » ou d'« espèces exotiques envahissantes » (EEE).

Des dizaines d'hypothèses ont été avancées pour expliquer le caractère envahissant de ces espèces, avec au premier plan des caractéristiques comme la biologie de l'espèce, des modifications génétiques, la pré-adaptation aux nouvelles conditions environnementales, la biodiversité indigène et la disponibilité des ressources dans l'écosystème envahi, l'absence d'ennemis naturels ou la présence de nouveaux mutualistes dans la région d'introduction, ou encore le rapport ennemis/mutualistes dans le sol qui est plus faible que pour les plantes indigènes. Cette multiplicité des facteurs déterminant le caractère envahissant d'une espèce exotique rend quasiment impossible la prédiction de l'issue d'une introduction.

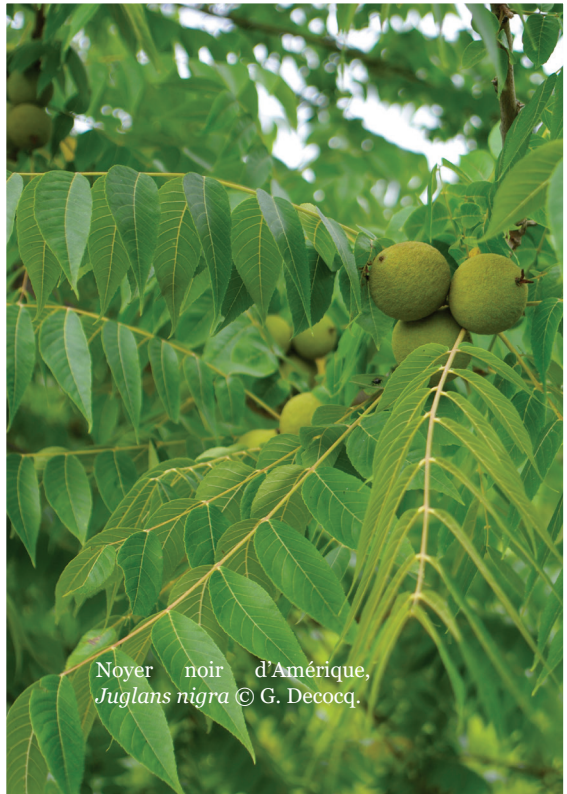
À très long terme, l'évolution des espèces locales (notamment ennemies et mutualistes) et l'introduction d'autres espèces en interaction avec une espèce exotique envahissante pourront modifier le caractère invasif, mais entre-temps, des dégâts irréversibles sur les espèces indigènes et les services écosystémiques auront pu avoir lieu. Ceci est d'autant plus vrai pour les arbres, qui ont un temps de génération long, d'où l'intérêt de réaliser des expérimentations sur la durée et de mobiliser les connaissances acquises avec les ***arboreta*** (cf. encadré 17).



Chêne rouge, *Quercus rubra* © S. Muller.



Pruche de l'ouest, *Tsuga heterophylla*, © Krzysztof Ziarnek (Kenraiz), CC BY-SA 4.0.



Noyer noir d'Amérique, *Juglans nigra* © G. Decocq.



Tulipier de Virginie, *Liriodendron tulipifera* © M. Botineau.

Quatre essences d'origine nord-américaine dont la plantation en France est ▶ encouragée alors qu'elles sont déjà signalées comme invasives en France ou dans les pays voisins.

Impacts

L'invasion d'un milieu par une espèce exotique envahissante (EEE) se traduit par une colonisation massive du milieu par cette espèce. Cette colonisation massive entraîne une altération du fonctionnement de l'écosystème, avec une modification de la biodiversité et des services écosystémiques rendus. Ces changements sont parfois d'une ampleur telle qu'ils conduisent à l'exclusion complète des espèces indigènes du milieu (sol dépourvu de végétation sous un couvert d'ailantes par exemple). Autre conséquence des perturbations écosystémiques, l'invasion provoque dans presque tous les cas un blocage de la régénération forestière qui, au mieux, induit des surcoûts importants et des pertes de production, au pire, fait échouer toute tentative ultérieure de régénération des essences « objectifs ». De plus, les impacts négatifs s'étendent parfois aux milieux naturels adjacents. Les plus importants concernent l'invasion de milieux ouverts (pelouses, landes…), parfois d'un grand intérêt patrimonial, par des ligneux échappés de plantations. La biodiversité et de nombreux autres services écosystémiques se retrouvent alors fortement dégradés et la fermeture brutale des paysages est souvent mal vécue par les riverains. En métropole, le cas du **robinier** (encadré 6) est exemplaire : relativement inoffensif en forêt du fait de son intolérance à l'ombre, il en sort aisément pour causer de graves dommages aux milieux adjacents. Les **territoires ultramarins** (encadré 7) ne sont pas épargnés.

En Europe, les EEE (tous organismes confondus) coûtent plus de 38 milliards d'euros par an, dont 25 % pour lutter contre elles. Entre 1970 et 2017, le coût de leurs dégâts sur Terre a été estimé à plus de 1 200 milliards d'euros. En France, sur la période 2009-2013, on estime que la lutte contre les EEE en France a coûté au moins 19 millions d'euros par an, dont 32 % en métropole et 68 % en outre-mer. Les dommages causés par les EEE viennent doubler ce montant.

Les impacts sanitaires des EEE forestières sont encore mal connus. Le contact avec de nouveaux allergènes auquel l'organisme humain n'avait pas été exposé auparavant peut être à l'origine de réactions au pollen ou à la sève ; cela est connu par exemple avec l'ailante. Enfin, certaines essences peuvent accroître le bilan humain d'évènements catastrophiques ; c'est le cas d'essences inflammables qui augmentent le risque et l'intensité des incendies de forêt, comme certains résineux, les acacias et les eucalyptus qui ont un comportement invasif dans beaucoup de forêts méditerranéennes (cf. chantier n°3).



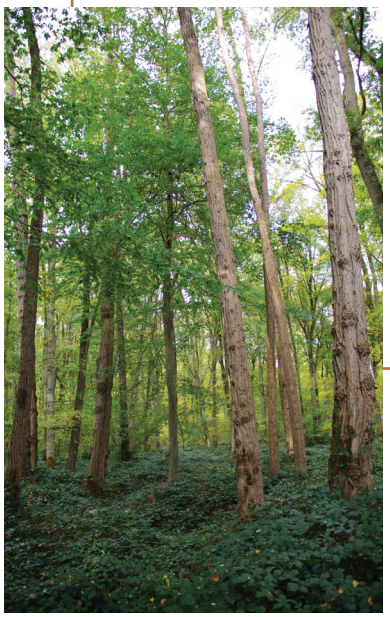
Acacia dealbata, espèce exotique envahissante dans le massif des Maures, expose la forêt à des incendies plus dévastateurs. © Javier Martin, domaine public.

6 Quand les arbres sortent du bois… le cas du robinier

Le robinier faux-acacia (*Robinia pseudoacacia*) est originaire des montagnes de l'Est des États-Unis (Appalaches, Ozark). C'est une essence de lumière qui croît sur des sols superficiels basiques. En raison des qualités de son bois, il a été planté dans d'autres régions d'Amérique du Nord, où il présente une dynamique invasive sur les terrains perturbés (friches, jachères, etc.), puis sur d'autres continents. En France, il a été introduit au XVII^{e} siècle, d'abord dans des *arboreta*, puis en milieu urbain et pour boiser des friches et des terrains ingrats, surtout au XIX^{e} siècle. Le robinier a connu un regain d'intérêt récent du fait de sa très grande résistance aux stress et aux attaques de ravageurs : c'est la seule essence dont le bois imputrescible offre une alternative au teck, la culture de ce dernier étant une cause importante de déforestation en milieu tropical.

Cependant, la sylviculture du robinier est rendue difficile par l'intolérance à l'ombre de la plante et la faible capacité germinative de ses graines.

C'est dans des peuplements très ouverts ou en lisière forestière qu'il donne les meilleurs résultats, mais lorsque ceux-ci jouxtent des milieux ouverts, comme des pelouses, des prairies, des jachères, des ballasts de voie ferrée ou des bancs d'alluvions, le robinier les colonise très rapidement en drageonnant activement à partir des racines qui s'allongent de plus d'un mètre par an. Même en milieu intraforestier, lorsque des coupes à blanc sont pratiquées, elles sont rapidement envahies par le robinier quand celui-ci est présent. Comme pour le cerisier tardif, les organismes pathogènes du sol qui limitent sa régénération naturelle dans l'aire d'origine sont absents des sols forestiers européens, si bien que rien n'entrave sa prolifération.



Plantation forestière de robinier, Somme.
© G. Decocq.



Robinier faux-acacia
© G. Decocq.

Sa très grande amplitude écologique lui permet de coloniser n'importe quel type d'habitat, tant que la lumière n'est pas limitante. Chaque fois, les impacts écologiques sont majeurs, avec une modification des cycles biogéochimiques par eutrophisation de sols oligotrophes (c'est une légumineuse qui enrichit le sol en azote !) et une altération de la biodiversité : l'ombrage et l'eutrophisation du sol induisent une banalisation de la flore et de la faune, toutes les espèces de milieu ouvert finissant par disparaître, sans que des espèces forestières ne les remplacent !

Mais outre la qualité de son bois, le robinier présente aussi certains atouts : les fleurs riches en nectar, attractives pour de nombreux insectes pollinisateurs, dont les abeilles, sont à l'origine du « miel d'acacia » ; sa croissance rapide et la valeur énergétique de son bois le rendent intéressant pour la production de biomasse ; son important appareil racinaire fixe et stabilise les terrains instables, notamment sur les anciens sites miniers. Si le robinier ne doit pas être banni de la foresterie française, il devrait être réservé à des sites à moindre risque et dénués d'intérêt écologique, et faire l'objet d'une sylviculture adaptée et de mesures adéquates de protection des parcelles adjacentes.

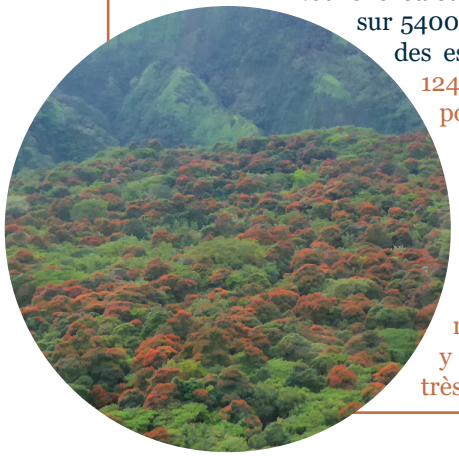


Invasion d'habitats naturels par le robinier, échappé de plantations forestières.
© J.-M. Dupont.

7 Les territoires ultramarins aussi sont concernés

Toutes les régions du monde sont concernées par les invasions biologiques. En France, aucun territoire ultramarin n'est épargné. En Guyane, les savanes, qui ne représentent que 0,3 % du territoire, hébergent 16 % de la flore ; elles sont aujourd'hui menacées par la colonisation forestière de deux essences originaires d'Australie, *Acacia mangium* et *Melaleuca quinquenervia* (le niaouli), toutes deux échappées de plantations forestières réalisées dans les années 1970 pour dynamiser le développement économique de la Guyane. Entre 2009 et 2013, la seule lutte contre *Acacia mangium* en Guyane a coûté 175 650 €. Le même *Acacia mangium*, comme *Adenanthera pavonina*, figurent toujours parmi les espèces proposées pour les reboisements à Mayotte dans le cadre des Orientations forestières de ce département, alors même que ces essences sont listées comme espèces exotiques envahissantes.

Les îles, qui abritent souvent des écosystèmes uniques riches en espèces endémiques, sont les plus gravement touchées. Échappé d'un jardin botanique où il avait été introduit en 1937, *Miconia calvescens* est devenu le « cancer vert » de Tahiti. Ce petit arbre tropical d'origine américaine a colonisé près de 70 % de l'île, envahi les forêts primaires et menace directement 70 plantes endémiques. De Tahiti, il a été introduit en Nouvelle-Calédonie où les mesures de contrôle reviennent à près de 150 000 € par an. Il a été récemment repéré en Martinique (2017) et en Guadeloupe (2020). Toutes ces îles sont également victimes de l'invasion par le pin des Caraïbes (*Pinus caribaea*). En Nouvelle-Calédonie, ce pin fut planté de 1966 à 1975 sur 5400 ha pour compenser la surexploitation des essences locales ; aujourd'hui, plus de 124 000 € sont dépensés annuellement pour le combattre.



Sur l'île de La Réunion, des écosystèmes forestiers insulaires uniques ont été fortement altérés par l'introduction de nombreuses essences exotiques, comme *Acacia mearnsii* et *Cryptomeria japonica*. Des actions de restauration des écosystèmes indigènes y sont maintenant engagées à des coûts très élevés.



Savane guyanaise colonisée par le niaouli, échappé de plantations forestières. © F. Le Strat.



Forêt primaire polynésienne ▶ envahie par le « cancer vert » de Tahiti. © J.-Y.H. Meyer.

◀ Invasion de la forêt primaire tahitienne par le tulipier du Gabon, *Spathodea campanulata* (en fleurs sur la photo). © J.-Y. H. Meyer.

le cerisier tardif (*Prunus serotina*) en France

En 1902, après avoir vanté les qualités du bois du cerisier tardif, l'ingénieur forestier Ernest Guinier écrivait que « *tôt ou tard* [ces qualités] *leur feront attribuer une large place dans nos travaux de reboisement et dans la culture de nos forêts* » et concluait en ces termes : « *le cerisier tardif mérite d'être propagé et d'entrer dans la composition de nos forêts* ». À cette époque, bien des forestiers pensaient avoir trouvé une manne avec ce « merisier américain », dont la qualité du bois équivalait à celle de notre merisier européen (*Prunus avium*) tout en surpassant ce dernier par une vitesse de croissance plus élevée. Las, la comparaison s'appuyait sur des travaux américains, portant essentiellement sur les sites où le cerisier tardif poussait particulièrement bien (plateau des Allegheny, dans le nord-est des États-Unis), qui ne pouvaient préjuger en rien des performances moyennes de cette essence, une fois introduite en Europe !



À partir des années 1870, le cerisier tardif, qui depuis le XVII[e] siècle était resté cantonné aux parcs et *arboreta*, commença à être planté dans nombre de massifs forestiers européens (Pays-Bas, Allemagne, Belgique...). Ces premières plantations forestières furent des échecs retentissants : les arbres restèrent de faible stature et, surtout, furent atteints de chancres qui rendaient les arbres creux et le bois inutilisable. Pourtant, cela n'empêcha pas d'en planter en France, surtout entre 1920 et 1980, ici pour restaurer les sols dégradés par les monocultures de résineux - comme dans les Landes -, là pour servir de brise-vent ou de pare-feu. Ce n'est qu'en 1967 que le cerisier tardif fut signalé comme envahissant aux Pays-Bas, mais son invasion avait déjà débuté dans la plupart des pays d'Europe occidentale. En France, nombre de massifs forestiers voient cette essence prendre le dessus sur les espèces indigènes : en forêt domaniale de Compiègne, le cerisier tardif est présent sur la presque totalité de ses 15 000 hectares ; dans le Nord (Raismes-Saint-Amand-Wallers), l'Île-de-France (Fontainebleau), le sud-ouest (Landes) et l'est (Haguenau) sa propagation est hors de contrôle. Dans tous ces exemples, il a chaque fois été introduit directement en forêt.



▲ Sous-bois d'une parcelle récemment envahie par le cerisier tardif suite à une coupe rase. Forêt de Compiègne, Oise. © G. Decocq.

◀ Le cerisier tardif. © G. Decocq.

L'espèce est aujourd'hui considérée comme l'EEE la plus nocive dans les forêts européennes du fait de ses impacts économiques et écologiques. En effet, grâce à une stratégie démographique et une plasticité n'ayant pas d'équivalent chez les essences indigènes, le cerisier tardif s'intègre parfaitement aux cycles sylviculturaux des forêts tempérées, où il occupe prioritairement des niches écologiques vacantes, naturellement (sols acides et pauvres en nutriments) ou artificiellement (peuplements d'arbres ayant tous le même âge et « débarrassés » de leur sous-étage arbustif). Il colonise rapidement les trouées et les parcelles coupées à blanc, où il forme des fourrés monospécifiques très denses. Ce faisant, il entrave la régénération forestière et fait échouer les plantations, poussant les forestiers à mettre en œuvre des mesures de contrôle au coût élevé (plusieurs milliers d'euros par hectare et par an les premières années) et à l'efficacité modérée à nulle. Aujourd'hui, les forestiers tentent de composer avec lui plutôt que de l'éradiquer.

D'autre part, en devenant l'espèce dominante de la canopée, il modifie durablement les conditions écologiques (cycles de l'eau, du carbone, de l'azote, du phosphore, etc.) et la biodiversité indigène. L'histoire du cerisier tardif en France démontre que l'allié d'un jour du forestier peut devenir son pire ennemi le lendemain et pour longtemps.



Parcelle forestière anciennement envahie par le cerisier tardif, où les essences indigènes ont quasiment disparu. Les plus vieux individus sont centenaires. Le sol est tapissé de millions de semis de cerisier tardif. Forêt de Compiègne, Oise. © G. Decocq.

Pistes d'action

Les tentatives d'éradication d'une espèce ligneuse invasive, que ce soit en forêt ou hors forêt, se sont toujours soldées par des échecs, malgré la mise en œuvre de moyens souvent très coûteux (en dehors des cas d'intervention précoce sur des sites au tout début de la colonisation). Le seul moyen efficace reste donc la prévention. En l'occurrence, une analyse de risque devrait être conduite sur chaque essence exotique candidate. Une telle analyse devrait *a minima* prendre en compte les caractéristiques biologiques et phylogénétiques de l'espèce, la présence de régulateurs biotiques dans la région d'introduction, la similarité des **niches écologiques** (encadré 8) entre région d'origine et région d'introduction, son éventuel caractère invasif dans d'autres régions du monde, ses attributs écophysiologiques et démographiques comparativement aux espèces indigènes, des tests sur les effets relatifs des mutualistes et des pathogènes du sol de la zone d'introduction. Par exemple, le tulipier de Virginie (*Liriodendron tulipifera*) ou la pruche de l'ouest (*Tsuga heterophylla*), préconisés par certains PRFB, ont été peu utilisés en plantation forestière en France jusqu'ici ; dans la mesure où ils sont déjà rapportés comme invasifs en Belgique, il paraît inopportun de les introduire dans les forêts françaises, au risque de voir se reproduire l'histoire du cerisier tardif…



◀ Les opérations de contrôle des espèces ligneuses invasives en forêt sont très coûteuses et ont une efficacité limitée de très court terme ; ici, l'annélation de l'ailante favorise sa multiplication végétative par rejets et drageons. © G. Decocq.

8

Le concept de niche écologique

En écologie, on parle de niche écologique pour définir l'ensemble intégré des conditions nécessaires au bon développement d'une espèce. En foresterie, ce concept a donné lieu à la notion de station forestière qui, pour une essence donnée, désigne la gamme d'habitats dans lesquels cette essence peut être plantée.

- La *niche climatique* en est la part définie par les températures, précipitations et autres facteurs climatiques. Le succès de la plantation d'une essence exotique en forêt suppose que sa niche climatique d'origine, d'une part se retrouve dans l'aire géographique d'introduction et, d'autre part soit conservée au cours des prochaines décennies d'après les projections du GIEC.

- De plus, la niche définie sur les seules exigences physiologiques d'une espèce (ou *niche fondamentale*) permet difficilement de prédire le comportement effectif de cette espèce dans la nature, où les interactions avec les autres facteurs écologiques (sol, mutualistes, pathogènes, prédateurs, parasites…) modifient l'amplitude des conditions dans lesquelles elle peut se développer (ou *niche réalisée*). Si la niche fondamentale est souvent conservée d'un continent à l'autre, ce n'est pas le cas pour la niche réalisée, qui peut être, soit plus restreinte, soit au contraire plus large, soit encore décalée, selon la nature et l'intensité des interactions avec les autres êtres vivants qui peuplent les écosystèmes receveurs. Certains auteurs incluent des aspects fonctionnels dans le concept de niche écologique pour rendre compte de la manière dont une espèce exploite les ressources de son environnement ; par exemple, la capacité du cerisier tardif à établir une banque de plantules à longue durée de vie peut être vue comme un attribut particulier de la niche écologique de cette espèce.



Plantation de frênes dévastée par la chalarose. Ardennes. © B. Cano.

Chantier 2

Réduire le risque d'introduction de nouveaux bioagresseurs

Réalité du risque

La forêt française connaît régulièrement des crises sanitaires, mais la fréquence de celles-ci est en constante augmentation ces dernières décennies. **Symptôme de la mondialisation et de l'accélération des échanges internationaux, le nombre de bioagresseurs émergents (incluant agents pathogènes, insectes ravageurs, champignons parasites, etc.) croît de manière exponentielle depuis près d'un siècle**. La moitié des maladies affectant aujourd'hui la forêt française est imputable à des bioagresseurs exotiques, souvent introduits accidentellement à la faveur de l'importation de plants forestiers ou ornementaux (éventuellement du sol entourant les racines), plus rarement de bois, de graines ou d'écorces. C'est le cas, par exemple, des oïdiums du chêne (genre *Erysiphe*), de la graphiose de l'orme (*Ophiostoma ulmi* et *O. novo-ulmi*), du chancre du châtaignier (*Cryphonectria parasitica*), de la pyrale du buis (*Cydalima perspectalis*) ou de la chalarose du frêne (*Chalara fraxinea*), tous introduits en Europe au cours du XX^{e} siècle.

Les essences forestières indigènes ont co-évolué sur de très nombreuses générations avec les bioagresseurs indigènes : les individus les plus sensibles ont été éliminés, si bien qu'un équilibre s'est installé entre résistance des arbres et virulence de leurs agresseurs, permettant une coexistence. Au contraire, lorsque ces mêmes essences indigènes se trouvent nouvellement au contact de bioagresseurs exotiques - souvent inféodés à des espèces du même genre ou de la même famille botanique dans leur aire d'origine, mais pas exclusivement -, elles sont

parfois sans défense naturelle et succombent souvent, *a fortiori* si elles sont fragilisées par d'autres facteurs (pratiques sylvicoles inadaptées, changements climatiques, etc.). La maladie peut évoluer sur un mode épidémique du fait de cette vulnérabilité des hôtes et de l'absence de facteurs de régulation, les prédateurs ou parasites naturels de ces bioagresseurs ne les ayant pas suivi dans la région d'introduction. Les sylvicultures qui privilégient des peuplements monospécifiques favorisent la propagation rapide des bioagresseurs par **effet d'amplification** (encadré 9). Sur le long terme, la maladie peut devenir endémique, parfois sans laisser de temps à la sélection d'individus naturellement résistants (malgré des exemples locaux, comme pour la graphiose de l'orme) et en limitant la densité des plantules, plus vulnérables (exemple des oïdiums du chêne).



Les insectes « ravageurs » sont souvent généralistes et peuvent de surcroît transmettre des agents infectieux, comme des virus. C'est le cas, par exemple, du tigre du chêne (*Corythucha arcuata*), une punaise piqueuse et suceuse de sève d'origine nord-américaine repérée pour la première fois en Europe (nord de l'Italie) en 2000, où elle a probablement été introduite avec des plants de chênes américains. Elle s'est depuis propagée à toute l'Europe centrale et méridionale, surtout avec le transport de grumes contaminées. Si tous les chênes européens à feuilles caduques y sont sensibles, cet insecte s'attaque aussi au noisetier, aux érables, au châtaignier et aux arbres fruitiers. En France, où il est observé depuis 2017, le tigre du chêne aurait été introduit avec des chênes de Hongrie contaminés, plantés dans la région de Toulouse.



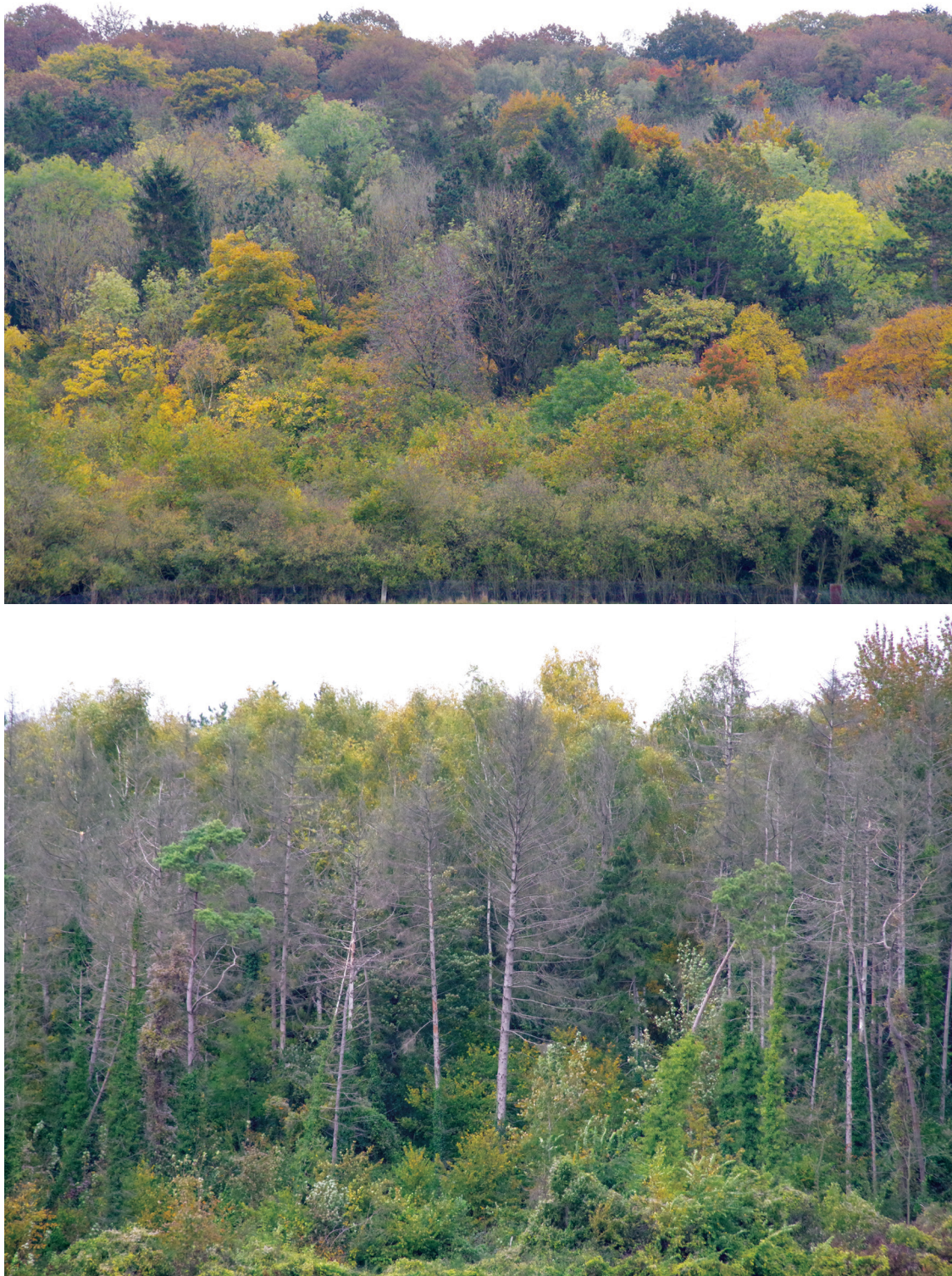
Mortalité des semis de chêne induite par l'oïdium. © G. Decocq.

◀ Chênaie à buis dévastée par les chenilles de la pyrale, un papillon (médaillon) introduit en Europe avec des buis chinois. Drôme, été 2020.

9

Effet d'amplification et effet de dilution

Un organisme parasite responsable d'une maladie infectieuse (comme la graphiose de l'orme) ou un phytophage spécialiste (comme la chenille processionnaire du chêne, *Thaumetopoea processionea*) a besoin d'un hôte d'une ou de plusieurs espèces, selon les cas, pour se développer ou se nourrir. Si l'hôte est présent en grande quantité et à proximité, **comme dans le cas de plantations monospécifiques** (qui représentent plus de 50 % des espaces boisés de la France métropolitaine), le parasite ou ravageur peut proliférer et se répandre de proche en proche sans rencontrer d'obstacle : on parle d'***effet d'amplification***. Au contraire, si l'hôte se présente sous forme d'individus isolés éparpillés dans un peuplement diversifié et hétérogène, le bioagresseur le trouve plus difficilement et meurt parfois au cours de sa quête, d'autant plus que les autres essences peuvent héberger des ennemis naturels de ce bioagresseur. Sa propagation s'en trouve considérablement ralentie, voire interrompue : on parle d'***effet de dilution***. Ainsi, les dégâts occasionnés par les bioagresseurs sont **30 % plus importants en monoculture qu'en peuplement mélangé** en moyenne. Favoriser la diversité des essences au sein des peuplements forestiers est ainsi un levier efficace pour contrer une éventuelle épidémie, en réduisant le risque d'infection. Il est par ailleurs efficace pour atténuer les dégâts causés par le gibier. Ce principe, connu depuis au moins 1828, est pourtant rarement mis en œuvre.



Dans le même massif à la même date (Somme, octobre 2021), les épicéas mélangés aux feuillus sont intacts (en haut) tandis que les plantations monospécifiques en lisière sont dévastées par les scolytes (en bas). © G. Decocq. ▶

Impacts

Les grandes épidémies dans l'histoire de la forêt française ont souvent touché chacune une espèce ou un groupe d'espèces apparentées. L'épidémie de graphiose des années 1970 a touché les différentes espèces d'orme ; celle de chalarose, actuellement en cours, plusieurs espèces de frêne. L'orme lisse était jadis une espèce structurante de la canopée des forêts alluviales et de certains paysages à valeur culturelle (notamment comme arbre d'alignement le long des routes) ; son dépérissement a entraîné un bouleversement écologique et paysager, qui a profité au chêne pédonculé (*Quercus robur*) et au frêne commun (*Fraxinus excelsior*). Ce dernier est à son tour décimé par la chalarose, avec un nouveau bouleversement écologique à la clé : le dépérissement des arbres engendre une arrivée brutale de lumière dans le sous-bois qui profite à quelques espèces sociales capables d'éliminer les espèces végétales de plus petite taille. Dans les forêts riveraines de cours d'eau, les fonctions de fixation des berges et d'écrêtement des crues sont fortement altérées. Sur le plan économique, l'impact est majeur puisque ormes et frênes fournissent un bois très prisé ; leur régénération n'étant plus possible, c'est toute la filière bois associée qui est affectée. Le châtaignier est également victime de plusieurs bioagresseurs exotiques : un mildiou (*Phytophthora cinnamomi*, agent de l'encre), un champignon (*Cryphonectria parasitica*, agent du chancre) et un insecte (*Dryocosmus kuriphilus*, un cynips). Les impacts sont non seulement socio-économiques dans les filières bois et châtaigne, mais aussi socio-culturels puisque les châtaigneraies pluri-séculaires ont une grande valeur patrimoniale et participent à l'identité des sociétés rurales dans certaines régions comme les Cévennes, l'Ardèche ou la Corse.





L'orme avant (à gauche) et après (à droite) l'épidémie de graphiose, qui a entrainé un bouleversement des paysages, ici dans le Pas-de-Calais. © J.-R. Wattez.

Un impact encore mal connu est le risque d'hybridation entre bioagresseurs exotiques et indigènes lorsqu'ils sont apparentés, qui peut aboutir à des souches nouvelles dont la virulence est décuplée. C'est le cas par exemple de l'agent du dépérissement des aulnes, *Phytophthora alni*, issu de l'hybridation d'un mildiou exotique (*P. uniformis*) avec un mildiou européen (*P. multiformis*) ou encore de la maladie de l'orme en Europe et de certaines rouilles du peuplier. Des phénomènes d'hybridation ou de mutation expliqueraient également les changements d'hôte de certains bioagresseurs, comme par exemple la transmission aux chênes et aux mélèzes européens d'un autre mildiou (*P. ramorum*) initialement associé à des rhododendrons exotiques.

Des impacts sur la santé humaine sont aussi possibles et risquent de prendre de l'importance avec les changements climatiques. C'est le cas des maladies respiratoires consécutives à l'inhalation de spores de certains champignons exotiques, comme celui responsable de la maladie de la suie de l'érable (*Cryptostroma corticale*, originaire d'Amérique du Nord), qui se manifeste surtout après des étés chauds et secs. Très allergisantes, les spores peuvent causer des crises d'asthme et des pneumopathies très graves (« maladie des écorceurs d'érable »).



Maladie de la suie chez un érable sycomore. © B. Cano.

Retour d'expérience

La chalarose du frêne

La chalarose est la dernière épidémie d'ampleur européenne en date : repérée pour la première fois en France en 2008, cette maladie cryptogamique touche désormais l'ensemble du territoire national métropolitain. Le responsable : un champignon microscopique nommé *Chalara fraxinea* (nouvellement décrit en 2011, après avoir été initialement confondu avec une autre espèce indigène d'Europe, *Hymenoscyphus albidus*). Comment ce champignon originaire d'Asie orientale est-il parvenu jusqu'à nous ? Par les plantations d'une essence exotique… en l'occurrence, le frêne de Mandchourie (*Fraxinus mandshurica*). La maladie du flétrissement du frêne fut initialement décrite en Pologne, au début des années 1990, et sa propagation au reste de l'Europe a été foudroyante.

L'épidémie touche principalement le frêne commun (*Fraxinus excelsior*), mais aussi d'autres espèces européennes, comme le frêne à feuilles étroites (*F. angustifolia*), et des



Hymenoscyphus fraxineus, forme sexuée du champignon *Chalara fraxinea* agent de la chalarose du frêne, importé en Europe avec l'introduction de frênes de Mandchourie provenant de Chine. © Björn S., CC BY-SA 2.0.

espèces américaines plantées, comme le frêne noir (*F. nigra*). La maladie est souvent mortelle chez les individus jeunes. Chez les arbres adultes, elle provoque la mort des jeunes pousses et un flétrissement des rameaux, un dessèchement de l'écorce, des chancres : on observe une mort des branches sommitales (ou descente de cime) qui rend les arbres vulnérables aux coups de vent, à d'autres pathogènes et aux insectes se nourrissant de bois. Les lésions peuvent toucher la base des troncs, favorisant l'attaque d'autres champignons opportunistes, comme l'armillaire (*Armillaria mellea*), qui fragilisent voire achèvent l'arbre. Les taux de mortalité observés sont d'autant plus élevés que les arbres sont jeunes, que les sols sont humides et que la densité de frênes dans le peuplement est élevée ; les frênes relativement isolés parmi d'autres feuillus sont plutôt épargnés grâce à **un effet de dilution** (encadré 9). Il existe des individus tolérants voire résistants à la maladie.

Comme le frêne commun représente près de 10 % de la forêt française (hors haies, parcs et jardins, où il est également fréquent), soit environ 21 millions de mètres cubes de bois d'œuvre potentiels, les impacts socio-économiques et écologiques sont majeurs. La croissance des frênes et, donc, la productivité des frênaies sont fortement réduites (même s'il est parfois difficile de séparer l'effet de la chalarose de celui des sécheresses estivales récurrentes). De plus, la qualité du bois est fortement altérée, en particulier en cas de nécrose au collet.



Chancre sur frêne atteint de chalarose en Moselle. © P.-A. Précigout.

Si le coût de l'épidémie de chalarose en France n'a pas été évalué, une étude britannique de 2019 l'a estimé à 17,5 milliards d'euros au total pour le Royaume-Uni.



Jeune frênaie pure dévastée par la chalarose en Picardie. © R. François.



Frênes atteints de chalarose en Bourgogne. © B. Cano.

Pistes d'action

Une épidémie est difficilement contrôlable une fois lancée ! Les traitements phytosanitaires sont généralement impossibles car trop lourds et onéreux, et avec trop d'effets nocifs sur l'écosystème et l'environnement. Le bioagresseur ne ralentit spontanément sa propagation que lorsqu'il ne trouve plus d'hôte ou de nourriture alternative. **L'action doit donc être tournée vers la prévention des introductions et la diminution de la vulnérabilité des peuplements.**

Depuis décembre 2019, un dispositif global de prévention a été mis en place au sein de l'espace Schengen (règlement UE 2016/2031) pour limiter les introductions de bioagresseurs, en prévoyant des quarantaines pour un certain nombre d'organismes reconnus comme à risque important. **La détection précoce des bioagresseurs en forêt est organisée au niveau national par le Département de la santé des forêts (DSF).**

Cependant, ces dispositifs, qui ne concernent que des bioagresseurs déjà connus et reconnus, ne sont guère efficaces face à des organismes dont l'identité exacte n'est pas encore connue (cf. le cas de la chalarose) ou jusque-là inoffensifs et dont la nocivité ne se révélerait que dans leur territoire d'introduction (éventuellement après mutation ou hybridation avec un autre bioagresseur exotique ou indigène). Réduire le risque d'importation de bioagresseurs passe donc par la réduction drastique du nombre de plants forestiers introduits depuis des régions extra-européennes, en plus des mesures de quarantaine et de contrôle sanitaire aux frontières qui devraient être renforcées. Certaines essences à risque élevé, comme les chênes et frênes nord-américains, devraient, sinon être proscrites, au moins faire l'objet d'une surveillance renforcée.



Les pépinières forestières : un creuset où peuvent se concentrer les bioagresseurs exotiques. © J.-M. Dupont.

Une surveillance renforcée doit aussi être préconisée au niveau des pépinières, forestières comme ornementales, par lesquelles transitent les essences exotiques et qui sont des sources importantes de bioagresseurs. Nombre d'espèces exotiques de diverses origines s'y retrouvent concentrées, au contact les unes des autres dans un espace restreint, ce qui en font des creusets potentiels pour l'émergence d'hybrides ou de mutants. Les dispositifs de surveillance mis en place au niveau des forêts par le DSF pourraient avantageusement être étendus aux pépinières, mais aussi aux *arboreta* et aux espaces verts urbains, qui sont également de potentiels foyers d'émergence.

Les **plantations sentinelles** (encadré 10) devraient être encouragées et multipliées au sein des régions d'indigénat des essences exotiques importées, mais les plantations plus anciennes, comme les *arboreta*, devraient être incorporées au dispositif de surveillance de manière à renseigner, grâce à des temps d'exposition plus importants, sur les risques dans la durée (cf. encadré 17).

La prévention du risque bioagresseurs passe aussi par un renforcement de la résistance des forêts en mettant en œuvre le principe de l'effet de dilution, par la diversification spécifique des peuplements forestiers et en évitant toute plantation monospécifique sur de grandes surfaces, ce qui permettrait de réduire le risque de 30 % en moyenne.



Plantation d'épicéas dépérissante. Argonne © S. Gaudin.

10

Les plantations sentinelles

Les *plantations sentinelles* sont des collections plus ou moins récentes d'essences européennes implantées dans une région exotique susceptible de fournir des espèces pour la forêt européenne, par exemple l'Amérique du Nord ou la Chine. Elles permettent d'observer la propension des bioagresseurs résidents à attaquer les essences européennes et, ainsi, d'identifier les arbres hôtes « naturels » dans la région exotique, susceptibles d'introduire la maladie en Europe s'ils viennent à y être plantés. C'est ainsi qu'a été mise en évidence la grande vulnérabilité des chênes européens au champignon américain *Bretziella fagacearum*, agent du flétrissement du chêne. Les plants de chênes américains font dès lors l'objet de contrôles sanitaires renforcés avant d'être exportés en Europe. Des *arboreta* et jardins botaniques sont intégrés à ces réseaux sentinelles. Les plantations peuvent aussi servir pour des expérimentations : par exemple, l'inoculation volontaire de certains bioagresseurs pour étudier leur impact sur une essence européenne.

Ces dispositifs « *ex patria* » sont parfois difficiles à mettre en place du fait des mesures de protection phytosanitaire aux frontières. C'est pourquoi on a recours à un autre dispositif, « *in patria* », plus facile à implémenter mais moins efficace : les pépinières sentinelles dans lesquelles les essences indigènes susceptibles d'être introduites en Europe sont préalablement plantées dans leur région d'origine pour suivi sanitaire. Par exemple, les chenilles de la pyrale du buis (*Cydalima perspectalis*) infestaient massivement une espèce chinoise de buis (*Buxus microphylla*) dans sa région d'origine. Cela n'a hélas pas empêché l'introduction en France en 2006 de ce ravageur invasif.



Les chênes d'origine nord-américaine sont particulièrement à risque d'introduction de bioagresseurs exotiques. © J.-M. Dupont.



Chantier 3

Désert de biodiversité en sous-bois d'une plantation de résineux. © F. Le Strat.

Réduire le risque d'érosion de la biodiversité

Réalité du risque

L'introduction d'une espèce exotique représente un triple « choc biotique » pour l'écosystème dans lequel elle est introduite. Premièrement et comme évoqué précédemment (cf. chantier n°1), elle est habituellement introduite sans les organismes avec lesquels elle a co-évolué dans son aire d'origine. Certains, comme les ravageurs, les parasites ou les pathogènes, interagissent avec l'espèce en freinant son développement, ce qui peut expliquer que, sans eux, elle devienne invasive dans l'aire d'introduction. D'autres, comme des bactéries favorables et les champignons mycorhiziens, ne sont plus là pour faciliter le développement de l'arbre, ce qui peut aboutir à un échec d'acclimatation ou à une diminution de ses qualités mécaniques et, donc, de la valeur commerciale du bois (cas des agents d'élagage, ces champignons qui attaquent et décomposent les branches basses situées à l'ombre).

Deuxièmement, l'espèce exotique introduite va entrer en contact, pour la première fois, avec les organismes indigènes résidant dans l'écosystème d'accueil, avec lesquels elle n'a pas co-évolué. Si le plus souvent il n'y aura pas d'interaction immédiate (neutralisme), dans un certain nombre de cas une nouvelle interaction va se mettre en place, qui pourra être soit délétère et aboutir à un échec d'acclimatation (antagonisme par un parasite, par exemple), soit bénéfique et favoriser l'acclimatation de l'essence, parfois jusqu'à la rendre invasive (mutualisme, par exemple, avec un champignon mycorhizien).

Troisièmement, l'essence exotique peut elle-même, directement ou indirectement, modifier les conditions environnementales locales, surtout lorsqu'elle est dominante. C'est le cas quand une espèce procure un ombrage permanent plutôt que saisonnier (comme lors du remplacement d'essences à feuilles caduques, comme les chênes ou les frênes, par des essences à feuilles persistantes, comme les épicéas ou les sapins). C'est aussi le cas quand une essence produit une litière aux molécules peu biodégradables (terpènes, tanins), voire toxiques pour certains organismes indigènes, notamment du sol (par exemple le chêne rouge ou les eucalyptus). C'est le cas encore, quand une essence développe des symbioses avec des bactéries du sol capables d'incorporer l'azote de l'air au sol sous forme de nitrates (comme le robinier et les aulnes), ce qui conduit à une eutrophisation du sol. Dans ces trois situations, la nouvelle interaction mise en place élimine les espèces des sous-bois européens qui n'y sont pas adaptées.



Altération de la biodiversité en sous-bois d'une plantation de chêne rouge. Landes. © J.-M. Dupont.

Impacts

Lorsqu'une essence exotique devient l'espèce dominante de la canopée forestière, elle canalise l'essentiel des flux d'énergie (lumière), de l'eau et des nutriments du sol, et provoque une réorganisation de l'ensemble de l'écosystème, en modifiant les propriétés physico-chimiques du sol, le réseau trophique et le régime de perturbations. Les plantations exotiques ont par conséquent un impact sur la biodiversité en place en quelques dizaines d'années seulement. Par exemple, sous le couvert de chênes rouges, de noyers noirs ou d'eucalyptus, le sol est souvent nu ou recouvert de litière sans végétation, l'exposant à un risque d'érosion, surtout sur les pentes (coulées de boues, ravinement). C'est encore plus flagrant sous le couvert de certains résineux introduits. À noter qu'un phénomène similaire s'observe dans le sous-bois de plantations d'essences d'origine exotique mais introduites depuis plus de deux mille ans, comme le noyer (*Juglans regia*) ou le châtaignier (*Castanea sativa*), ce qui montre que la flore indigène ne s'y est pas encore adaptée, mais il existe alors quelques exceptions avec des espèces devenues capables de croître sur ces sols. Sous d'autres essences, comme le robinier, c'est une végétation rudérale constituée d'espèces banales qui remplace la végétation forestière en raison de l'enrichissement du sol en azote.

Pour les essences exotiques faisant l'objet d'une sylviculture intensive, comme de nombreux conifères ou certains feuillus à croissance rapide, les perturbations anthropiques récurrentes aggravent la dégradation de la biodiversité et des services écosystémiques. On observe souvent une banalisation des flores, fonges et faunes, dominées par quelques espèces généralistes, au détriment des espèces typiquement forestières et, en particulier, des espèces inféodées aux peuplements matures et sénescents. Ces effets se surajoutent à ceux de la sylviculture traditionnelle : les sols sont souvent profondément

tassés par le passage récurrent d'engins forestiers de plus en plus lourds ; les coupes rases avec abandon des rémanents et les techniques de préparation des sols avant replantation favorisent de surcroît l'érosion, les glissements de terrain et le ravinement. Ajoutés aux modifications édaphiques induites par beaucoup d'essences exotiques, il en résulte souvent une baisse de fertilité des sols qui peut compromettre la productivité forestière des stations sur le long terme. Enfin, l'impact paysager pour les citoyens en est souvent très important, d'où la faible acceptabilité sociale de ces pratiques. Par exemple au Chili, les eucalyptus et les pins exotiques, rebaptisés « arbres toxiques », sont rendus responsables de la crise sociale et économique que connaît le pays : les plantations industrielles ont asséché et « empoisonné » les sols agricoles et les rivières, détruit la biodiversité et appauvri davantage encore les populations rurales.



◀ L'exploitation des monocultures de sapin de Douglas entraîne des perturbations récurrentes qui induisent d'importantes émissions de CO_2, une destruction des sols et de la biodiversité. © G. Decocq.

Les impacts peuvent également concerner les écosystèmes aquatiques lorsque les plantations bordent les cours d'eau et les zones humides, ou si elles sont situées sur leur bassin versant. Les espèces produisant des composés toxiques, comme les eucalyptus, exercent une toxicité directe sur la faune et la flore aquatiques en raison de l'accumulation de litière peu biodégradable dans l'eau et sur les berges, et indirecte par la modification des propriétés physicochimiques de l'eau. L'uniformité du système racinaire et l'absence de sous-étage arbustif et herbacé peuvent considérablement réduire la fonction de protection de la forêt contre la pollution des eaux par les sédiments issus de l'érosion des sols et des berges ou par des polluants chimiques et microbiologiques ruisselant depuis des terres agricoles proches. Les essences à litière mal décomposée favorisent, en outre, une activité de champignons acidifiants qui, en particulier sur des substrats cristallins, libèrent de l'aluminium toxique pour la faune et la flore dans les cours d'eau voire dans les nappes d'eau potable.

La diversité génétique peut également être affectée quand les espèces exotiques sont du même genre que des espèces indigènes (comme le mélèze japonais *Larix kaempferi* avec le mélèze européen *Larix decidua*) et que des hybridations peuvent se produire spontanément (d'ailleurs, en l'occurrence, l'hybride *Larix* x *eurolepis* a été commercialisé). La même situation se retrouve entre différentes sous-espèces d'une même espèce, comme chez le pin noir, *Pinus nigra*. Certains y verront une facilitation de l'évolution adaptative des espèces indigènes ; d'autres considèreront qu'il s'agit d'une « pollution génétique » car des adaptations locales peuvent être perdues.

Retour d'expérience

les plantations de conifères en plaine

L'intérêt pour les **conifères** (encadré 11) - souvent baptisés « résineux » même en l'absence de résine - réside dans le fait qu'ils croissent rapidement, même sur des terrains ingrats, si bien qu'on peut espérer une meilleure rentabilité financière qu'avec les essences feuillues autochtones. Cependant, les effets sur l'environnement, le sol et la biodiversité sont presque toujours délétères, même s'ils dépendent étroitement de l'espèce plantée et, surtout, de la densité de plantation. Là où ils sont substitués aux essences feuillues, les conifères (hors mélèzes) réduisent de manière permanente la quantité de lumière parvenant dans le sous-bois, éliminant rapidement tout sous-étage arbustif et herbacé au profit des mousses. L'abondante litière d'aiguilles forme un obstacle supplémentaire à la germination des autres espèces ; sa faible biodégradabilité favorise son accumulation et une dégradation par des champignons qui acidifient les sols. Rapidement, le sous-bois d'une pessière ou d'une sapinière plantée hors de son aire naturelle en montagne devient fantomatique, et n'attire plus guère le promeneur. La plupart de ces plantations en plaine étant monospécifiques et faites d'arbres qui ont tous le même âge, la récolte se fait lors de coupes à blanc traumatisantes pour les sols et le paysage, d'où un rejet sociétal très fort de ce type de sylviculture et, à terme, un risque d'effondrement de la productivité qui se répercutera sur la filière.



Les plantations de sapin de Douglas (en haut à gauche ; Morvan) hébergent une très faible biodiversité en comparaison des peuplements feuillus indigènes auxquels elles ont été substituées (en haut à droite ; Morvan) et contrairement aux douglasaies autochtones (en bas ; Orégon, USA) qui possèdent une importante biodiversité qui a co-évolué avec le sapin de Douglas. © G. Decocq. ▶

Devant l'impact négatif sur la biodiversité de la majorité des conifères en plaine - qui connaissent aujourd'hui un important dépérissement avec les changements climatiques - des opérations de restauration par « désenrésinement » sont conduites, que ce soit pour retrouver une forêt feuillue ou des milieux ouverts (par exemple, restauration de landes et de pelouses calcaires), avec un succès mitigé car tout ce qui a été perdu ne peut être retrouvé. Cela exige des investissements publics colossaux, plus importants que les profits générés par la vente des arbres.

Aujourd'hui, les plantations massives de sapin de Douglas (*Pseudotsuga menziesii*) suscitent l'émoi d'une partie de la population. Comparativement à d'autres résineux comme l'épicéa (voire à certains feuillus comme le hêtre), elles acidifient moins les sols, mais les eutrophisent davantage et, surtout, en réduisent les capacités de stockage de carbone. En plaine, elles génèrent un impact similaire à celui de l'épicéa sur la biodiversité végétale, mais beaucoup plus délétère sur la diversité des champignons (98 % d'espèces mycorhiziennes en moins par rapport à un peuplement de chêne sessile, ce qui favorise l'introduction d'espèces américaines comme *Aureoboletus projectellus*) et des insectes et, par conséquent, sur la diversité des oiseaux qui se nourrissent de ces derniers. La rapide extension de ces monocultures, en particulier quand elles remplacent des peuplements feuillus ou des milieux ouverts, couplée à la spéculation foncière et commerciale qui l'accompagne, ne fait qu'accentuer le rejet social du sapin de Douglas dans certaines régions, comme le Morvan, où la fermeture du paysage s'est accélérée ces dix dernières années. L'espèce commence, en outre, à poser des problèmes d'invasion en Autriche et en Allemagne (cf. chantier n°1) et a été responsable de l'introduction de bioagresseurs exotiques (arthropodes et champignons, cf. chantier n°2) potentiellement nocifs pour les conifères européens.

11

Les « résineux » en France

Les montagnes restent le domaine « naturel » de la majorité des conifères indigènes. Leur présence en plaine résulte presque toujours de plantations artificielles, parfois de terrains auparavant non boisés. Les termes de « conifère » et de « résinifère » ne font d'ailleurs leur apparition qu'en 1553, dans un traité du médecin botaniste Pierre Belon. Les premières plantations en plaine eurent lieu sous François I^{er}, avec l'introduction en 1529 du pin maritime en lisière de la forêt de Fontainebleau. Ce fut non seulement un échec cuisant, mais aussi le premier cas d'introduction accidentelle d'insectes exotiques ravageurs des écorces dans cette forêt (cf. chantier n°2). Les premiers enrésinements massifs, impliquant des pins notamment, eurent lieu en Champagne (1705), en Bourgogne (1734), dans les Landes (1789), puis, surtout, au XIX^{e} siècle, au détriment des marais, landes et autres terrains marginaux (Landes, Sologne, Champagne pouilleuse, Flandres maritimes). D'autres enrésinements massifs furent entrepris après la seconde guerre mondiale, sous l'impulsion du Fonds forestier national, pour reconstituer une forêt française dévastée ; on fit cette fois appel à l'épicéa, puis au sapin de Douglas, qui devint la première essence résineuse non européenne à être utilisée « en grand ». Le succès du sapin de Douglas alla grandissant, l'espèce possédant de nombreux atouts : une croissance rapide, un bois de qualité, une bonne résistance aux bioagresseurs et aux épisodes de sécheresse, et une grande amplitude écologique. Avec près de 400 000 hectares, il représente aujourd'hui environ 3 % de la surface forestière métropolitaine.

Actuellement, 80 % des plantations forestières sont constituées de résineux. Parmi les 10 essences les plus plantées, sept sont des conifères (pin maritime, *Pinus pinaster* ; sapin de Douglas, *Pseudotsuga menziesii* ; épicéa commun, *Picea abies* ; pin laricio, *Pinus nigra* subsp. *laricio* ; sapin pectiné, *Abies alba* ; pin noir *Pinus nigra* subsp. *nigra* ; et pin sylvestre, *Pinus sylvestris*). Les cultivars de peupliers occupent le 4ème rang et la première espèce de feuillu indigène, le chêne sessile (*Quercus petraea*) n'occupe que le 9ème rang, juste devant le chêne rouge d'Amérique (*Q. rubra*). Environ 30 % de la surface forestière française sont couverts de résineux.

Pistes d'action

On connait les impacts de beaucoup d'essences exotiques sur la biodiversité lorsqu'un peuplement monospécifique de celles-ci vient se substituer à un peuplement forestier indigène - ou à un milieu ouvert non forestier - qui héberge une ou plusieurs espèces protégées ou qui présente une valeur écologique majeure (arrêté du 19 décembre 2018 fixant la liste des habitats naturels pouvant faire l'objet d'un arrêté préfectoral de protection des habitats naturels en France métropolitaine). La plantation de telles essences s'apparente à une destruction de l'habitat telle que mentionnée par l'alinéa 3° de l'article L411-1 du Code de l'environnement qui constitue un délit. Une application plus stricte de la réglementation en vigueur est indispensable, notamment pour éviter les coûts de restauration ultérieurs.

Toute nouvelle plantation forestière étendue devrait être soumise à étude d'impact préalable dès lors qu'elle est dominée par une essence exotique et qu'elle se substitue soit à un peuplement forestier constitué majoritairement d'essences indigènes, soit à un milieu non forestier.

Les plantations monospécifiques sur de grandes surfaces devraient être proscrites. Les essences exotiques ne devraient être plantées qu'en essences d'accompagnement, dans des plantations de feuillus ou mixtes feuillus-conifères, selon les contextes climatique, stationnel et altitudinal et à condition de ne pas présenter d'autres risques par ailleurs. Dans les situations où seules des plantations pures de conifères sont envisageables, les conifères exotiques devraient être systématiquement incorporés à un peuplement mélangé dominé par des conifères indigènes ; la densité de plantation et la sylviculture doivent alors être adaptées de manière à ménager une arrivée de lumière dans le sous-bois.



La sylviculture de conifères en plaine lorsqu'elle est conduite en mélange avec des feuillus permet de réduire les impacts négatifs sur la biodiversité. © J. Tomasini.



Forêt méditerranéenne dévastée par un incendie dans le massif des Maures, Var. © G. Decocq.

Réduire le risque d'évènements catastrophiques

Réalité du risque

Indépendamment du « choc biotique », l'introduction d'une espèce exotique dans un écosystème peut induire une altération des conditions environnementales et du régime de perturbation qui prévalaient jusque-là. Ce processus est lié à la présence chez l'espèce exotique de caractéristiques biologiques sélectionnées par l'histoire de l'évolution dans sa région d'origine, et qui sont absentes ou peu développées chez les espèces indigènes, ou au contraire à l'absence chez l'espèce exotique de caractéristiques biologiques présentes chez les espèces indigènes. Les conditions environnementales peuvent être directement altérées lorsque l'essence exotique diffère des essences indigènes par sa phénologie foliaire (par exemple remplacement d'essences à feuilles caduques par des essences à feuilles persistantes, qui vont modifier le microclimat du sous-bois) ou sa chimie foliaire (par exemple remplacement d'essences à litière facilement décomposée par des essences dont la litière est récalcitrante à la décomposition, ce qui favorise l'acidification des sols). Elles peuvent également l'être indirectement, par les altérations de la biodiversité (cf. chantier n°3), qui modifient par effet « cascade » certains processus physicochimiques ou biologiques : par exemple la libération de composés toxiques par la litière peut détruire la végétation herbacée et accroître le risque d'érosion des sols.

Surtout, le régime naturel de perturbations peut être modifié, par exemple du fait de l'inflammabilité de certaines essences exotiques ayant évolué sous un régime d'incendies naturels (cas des eucalyptus) ou de la **susceptibilité aux tempêtes** (encadré 12) d'arbres qui ont évolué dans une région non soumise aux vents (cas de certains résineux). Lorsqu'un écosystème est perturbé à une fréquence, une étendue et/ou une intensité croissante(s), son fonctionnement même et les services écosystémiques qu'il délivre sont menacés à moyen terme.



Erosion des sols dans une plantation de conifères exotiques qui a été substituée à la chênaie verte dans le Var. © G. Decocq.

Impacts

L'augmentation de la fréquence des aléas météorologiques extrêmes associés au dérèglement climatique a récemment démontré la grande fragilité des plantations exotiques - comparativement à des forêts dominées par des essences indigènes, même s'il existe des exceptions -, surtout lorsqu'elles sont composées d'une seule essence et d'une seule classe d'âges, et davantage encore lorsqu'il s'agit d'essences inflammables. Par exemple, le massif des Landes, planté à la fin du XIX^{e} siècle sur des terrains pastoraux, a perdu la moitié de son volume forestier en l'espace de deux tempêtes (Martin en décembre 1999 et Klaus en janvier 2019). Il est de plus régulièrement affecté par les feux de forêt et est, en outre, dévasté par les chenilles processionnaires et les hannetons.

Si la forêt méditerranéenne brûle nettement moins que la forêt boréale, les feux sont néanmoins beaucoup plus médiatisés du fait des lourds impacts humains et économiques, sur la filière forêt-bois, mais aussi pour le tourisme et les activités récréatives,



Comme les eucalyptus certains résineux augmentent l'inflammabilité des forêts et, en particulier sous climat méditerranéen, le risque d'incendie incontrôlable. © USDA, domaine public.

qui viennent s'ajouter aux impacts écologiques (destruction de la biodiversité et des habitats, pollution de l'air, érosion des sols et inondations, émission de gaz à effet de serre, etc.). Le coût réel des incendies de forêt en France est inconnu ; en 2019 un rapport parlementaire chiffrait à 86 millions d'euros par an le coût moyen des seuls moyens aériens mis en œuvre dans la lutte contre les incendies. Or, les plantations d'essences exotiques parfois fortement inflammables sont régulièrement incriminées dans la fréquence et la gravité des incendies de forêt.

Les tempêtes Lothar et Martin, de décembre 1999, inédites par leur intensité, ont provoqué la chute de 170 millions de mètres cubes d'arbres en 3 jours, dont 75 à 80 % étaient des résineux, pour la plupart plantés hors de leur région d'indigénat.



12

la susceptibilité des forêts aux tempêtes

Dans l'absolu, aucun arbre n'est complètement résistant à des vents violents : au-delà de 150 km/h toute essence peut être impactée. Cependant, d'une manière générale, les feuillus sont beaucoup plus résistants au vent que les résineux, d'une part parce que l'enracinement est souvent plus profond, le bois moins cassant et la prise au vent moins importante en hiver - saison à laquelle surviennent la plupart des tempêtes. Les essences à enracinement superficiel (peupliers, tilleuls, épicéas…) sont plus vulnérables que celles à enracinement profond (aulnes, chênes, sapins…). Mais les dégâts des tempêtes dépendent de bien d'autres facteurs qui interagissent de manière complexe avec la nature de l'essence : la localisation géographique par rapport aux couloirs de vent, le contexte topographique (les pentes exposées sont plus touchées), les conditions stationnelles (les peuplements sur sol superficiel ou détrempé sont plus touchés), l'état sanitaire de l'arbre, et la gestion forestière (les peuplements récemment éclaircis et les plantations équiennes sont plus affectés ; la préservation d'une lisière étagée tend à réduire les dégâts à l'intérieur du peuplement). Alors que les volumes cumulés abattus par le vent depuis 1860 atteignaient à peine 150 millions de m^3 en 1960 - la forêt couvrait alors 11,5 millions d'hectares -, ils étaient en passe d'atteindre 700 millions de m^3 en 2000 - pour un couvert qui atteignait 15,5 millions d'hectares -, sans que la fréquence ou la violence des tempêtes n'ait augmenté significativement sur cette période, preuve que nos espaces boisés sont devenus plus fragiles. Face aux changements climatiques, il devient urgent de choisir des essences objectifs et des itinéraires sylvicoles adaptés.

◀ Les plantations constituées d'une seule essence et d'une seule classe d'âges sont particulièrement exposées aux dégâts des tempêtes. Forêt de Hagnenau, Bas-Rhin. © Jean-Pierre Chasseau, ONF.

Retour d'expérience

Eucalyptus et feux de forêts

Les eucalyptus forment un genre endémique d'Australie, qui compte plus de 800 espèces. Depuis plus de 60 millions d'années, les eucalyptus ont évolué dans un environnement soumis régulièrement aux feux de forêt, au point qu'ils en sont devenus dépendants pour se reproduire et se maintenir. Ils synthétisent et libèrent par volatilisation (favorisée par la chaleur et par l'aridité) des huiles essentielles qui leur permettent d'une part, de combattre les parasites et les maladies, d'autre part, de se protéger contre l'action néfaste du rayonnement solaire. Ces essences très inflammables favorisent la survenue d'incendies devenus indispensables aux eucalyptus, parfois baptisés « arbres pyromanes » par les Australiens. Ceux-ci ont en effet besoin d'un lit de cendres fertiles et que les prédateurs aient été temporairement écartés pour assurer le succès germinatif de leurs graines ; de plus, ils ont développé une tige souterraine isolée par une épaisse écorce (un lignotuber) à partir de laquelle l'arbre peut se régénérer très rapidement après que le feu a détruit toute la partie aérienne. Les eucalyptus ont un autre atout : doués d'une croissance rapide, ce sont les arbres feuillus capables de croître le plus haut (jusqu'à 100 m dans leur région d'origine), d'où l'idée économiquement séduisante de les acclimater dans d'autres régions du globe, surtout tropicales ou méditerranéennes.

Les eucalyptus forment ainsi les plus importantes monocultures exotiques d'Europe, particulièrement en Espagne et au Portugal (>1,5 million d'hectares, un quart de la surface forestière du Portugal), davantage pour la pâte à papier que pour la production de bois d'œuvre.


© G. Decocq.


© J.-M. Dupont


© anagh, CC BY-SA 3.0.

Originaires d'Australie, les eucalyptus ont co-évolué avec le feu (en haut, à gauche). ▶ Introduits dans les forêts de plusieurs régions méridionales, notamment en taillis à courte rotation (en haut à droite dans les Landes), ils favorisent la survenue d'incendies de grande ampleur (en bas).

Le rôle de ces plantations dans l'augmentation de la fréquence et de l'intensité des feux de forêts est contesté, les enjeux financiers derrière l'industrie de l'eucalyptus tendant à en minimiser les impacts. Plusieurs études ont tenté de démontrer que le risque n'est pas accru, en comparant les plantations d'eucalyptus à d'autres plantations exotiques, notamment de pins, tout aussi inflammables ou en comparant des peuplements traités en taillis à courte rotation à des parcelles de forêt secondaire post-déprise agricole, très embroussaillées, naturellement plus à risque. En revanche, la comparaison entre monocultures d'eucalyptus et peuplements indigènes mixtes (feuillus et résineux), après contrôle des facteurs de confusion, montre sans ambiguïté que pour les premières, les feux de forêts sont plus fréquents et plus graves. Les plantations d'eucalyptus (et d'autres essences inflammables, comme le pin de Monterey, *Pinus radiata*, ou le pin à encens, *P. taeda*) ne font que renforcer le **risque d'incendie** (encadré 13) *a fortiori* en contexte de changements climatiques, et de « méga-feux » incontrôlables, dont les conséquences humaines, écologiques, économiques et sanitaires sont toujours dramatiques. En Californie, les eucalyptus, dont plusieurs espèces sont devenues invasives (cf. chantier n°1), sont surnommés « l'ennemi n°1 pour les feux de forêts » par les scientifiques.

Alors que certains pays, comme le Portugal, envisagent d'interdire les nouvelles plantations d'eucalyptus, la France les encourage dans les régions les plus à risque d'incendie. Le rendement moyen d'un taillis à courte rotation se situe entre 15 et 20 tonnes par hectare et par an pour son propriétaire, soit entre 75 et 400 € à la vente « sur pied » selon la destination industrielle du bois. Très lucrative, l'industrie de l'eucalyptus paraît bien peu rentable pour l'État et les collectivités au regard des coûts socio-économiques et écologiques induits, notamment en termes de risque d'incendies.

13

Le risque de feu de forêt en France

Les feux de forêt sont classiquement associés à la forêt méditerranéenne, qui est effectivement la plus touchée, pour des raisons climatiques évidentes. Mais elle n'est pas la seule : plusieurs centaines d'hectares de forêt ont brûlé en 2019 dans les départements de la Meuse et du Loiret et le risque d'incendie est amené à croître très fortement dans les décennies à venir. Avec une moyenne de 24 200 ha détruits chaque année sur la période 1980-2018, la forêt française brûle deux fois moins que celle de Grèce et quatre fois moins que celles d'Espagne et du Portugal. Cette différence trouve plusieurs explications : un système de prévention et de lutte plus performant, des conditions climatiques globalement moins arides et… moins de plantations d'essences fortement inflammables. L'année 2003, marquée par une grave canicule, a vu les incendies détruire en France 73 000 hectares de forêt, essentiellement de résineux (indigènes ou exotiques). Selon les projections du GIEC, les conditions de l'été 2003 pourraient se retrouver une année sur quatre en région méditerranéenne à partir de 2040.



Le risque d'incendie n'épargne pas les forêts du nord de la France, où il peut être amplifié par les plantations de résineux exotiques. Forêt de Retz, Aisne. © R. François.

Pistes d'action

Les dégâts causés par des catastrophes telles que tempêtes ou incendies dépendent en partie des essences forestières considérées, indépendamment du clivage entre essences indigènes et essences exotiques. Cependant, il ne paraît pas pertinent de favoriser l'introduction d'essences exotiques à fort risque de majorer ces dégâts.

Ainsi, les essences exotiques inflammables devraient être proscrites en plantation « en grand » dans les régions où le risque d'incendie est déjà important ou prévu de l'être ; elles devraient être soit évincées des nouvelles plantations, soit réservées à de l'enrichissement sous forme d'individus isolés dans les peuplements. C'est le cas notamment des différentes espèces d'eucalyptus et de résineux inflammables (cèdres, *Cedrus atlantica* et *C. libani* ; calocèdre, *Calocedrus decurrens* ; pruche, *Tsuga heterophylla* ; plusieurs pins, genre *Pinus*).



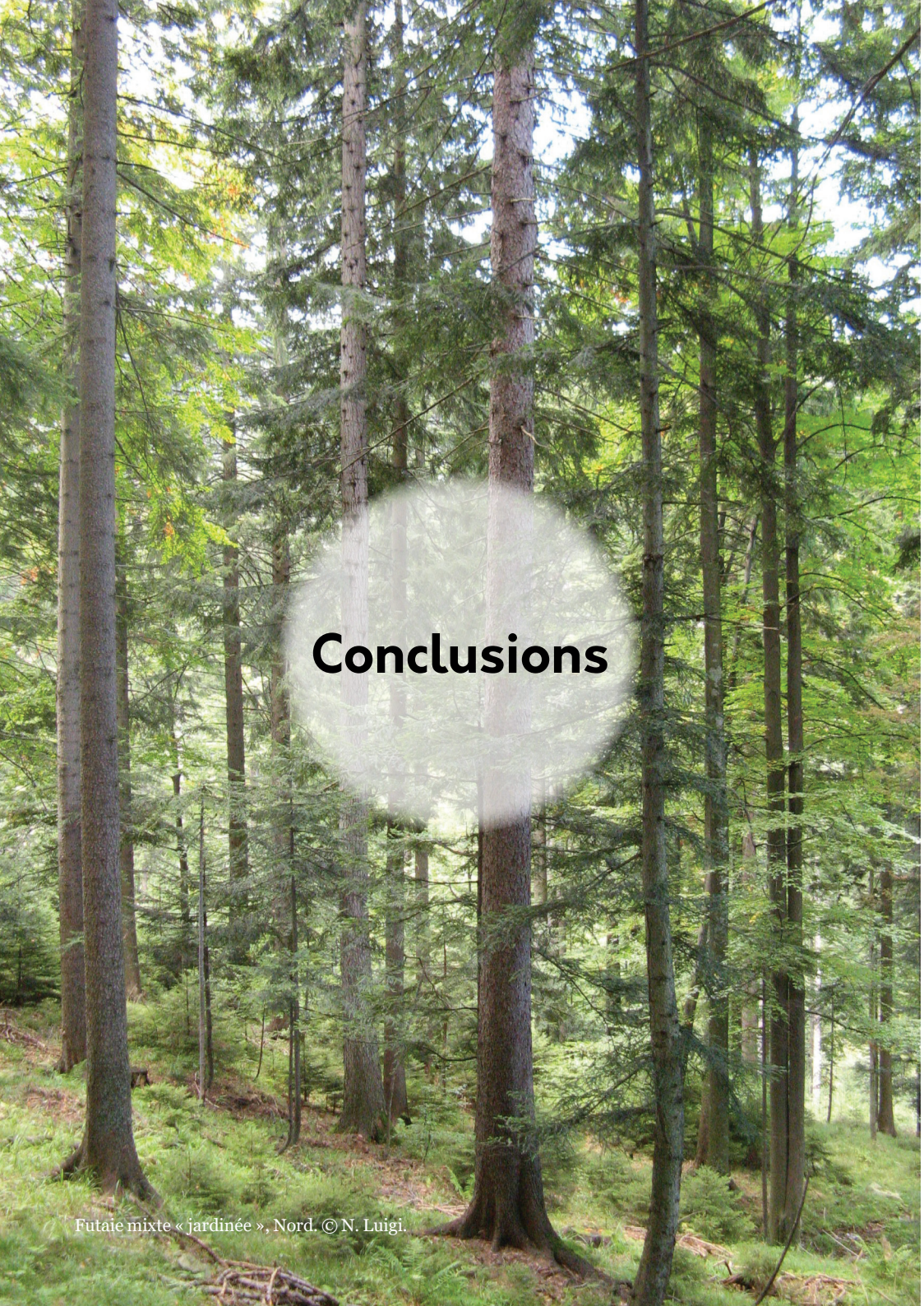
Les tempêtes de 1999 ont révélé la vulnérabilité des plantations monospécifiques équiennes de conifères ; elles ont pourtant été remplacées à l'identique, ici en Dordogne. © G. Decocq.

Les mêmes précautions devraient être prises pour les essences exotiques sensibles aux tempêtes dans les régions les plus exposées (façade littorale, couloirs de vent reconnus) ; c'est le cas en particulier des cèdres, des épicéas et d'autres résineux.

Réduire les risques passe par les mêmes précautions que pour des peuplements indigènes : limiter l'enfrichement des sous-bois et l'accumulation de biomasse inflammable pour limiter le risque d'incendie ; préserver les lisières, favoriser les mélanges d'espèces, réduire la densité et augmenter l'hétérogénéité structurale des peuplements, éviter les espèces à système racinaire fasciculé sur sol humide ou superficiel, pour limiter les dégâts des tempêtes.



◀ Mélangés à des feuillus plus résistants au feu comme le chêne vert ou le chêne liège, les résineux n'exposent pas davantage la forêt méditerranéenne à une fréquence ou une intensité accrue des feux de forêt, Massif des Maures, Var. © G. Decocq.



Conclusions

Futaie mixte « jardinée », Nord. © N. Luigi.

Conclusions et recommandations

Adapter la forêt aux changements climatiques est une nécessité…

Il existe de nombreux leviers pour y parvenir, qui convergent vers un changement des pratiques sylvicoles. Celles-ci devraient :

- *réserver chaque essence à des stations présentant les conditions optimales* pour elle, en mobilisant davantage les apports de la théorie des **niches écologiques** (cf. encadré 8) et en prenant en compte l'évolution modélisée du climat sur des pas de temps cohérents avec le cycle sylvicultural ;

- *privilégier les mélanges d'essences*, d'une part pour éviter les effets délétères associés aux peuplements mono- ou pauci-spécifiques (vulnérabilité aux maladies, impacts paysagers et écologiques, etc.), d'autre part pour accroître la résilience des peuplements aux aléas, notamment par la mise en œuvre de l'effet de dilution (cf. chantier n°2) ;

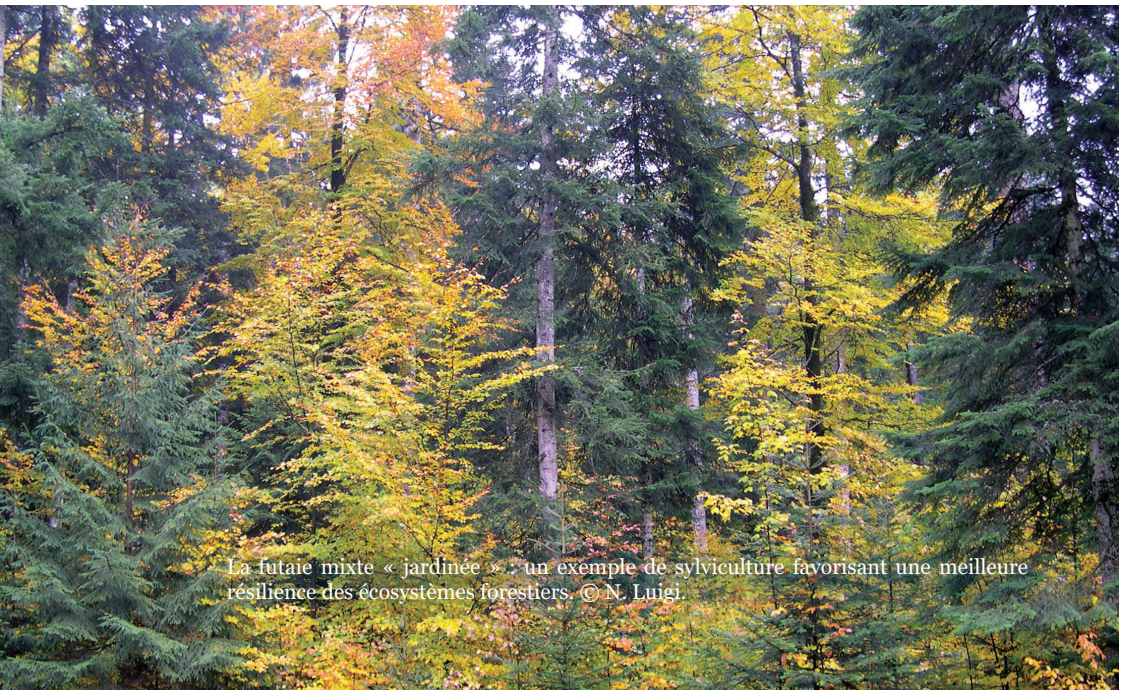
- *privilégier la régénération naturelle*, qui offre une garantie de diversité génétique (et épigénétique) soumise à la sélection naturelle, contrairement aux plantations, et, par conséquent, accroît les capacités d'**adaptation locale** (encadré 14) sur le long terme. En cas de régénération artificielle, il faut diversifier les provenances de chaque espèce en favorisant celles provenant des territoires où le climat actuel correspond au climat attendu dans le site d'introduction, pour accroître la diversité génétique des peuplements, sans toutefois dénaturer la diversité génétique locale ;

- *favoriser l'hétérogénéité structurale* au sein des peuplements en conservant les sous-étages arbustifs et en diversifiant les classes de diamètres et les hauteurs des arbres ;

- *ménager des lisières étagées et diversifiées*, en conservant les lianes quand elles sont présentes, de manière à préserver l'intérieur forestier et son microclimat ;

- *préserver voire restaurer l'alimentation hydrique des sols*, par exemple en supprimant les anciennes structures de drainage artificiel et de canalisation des cours d'eau, mais aussi en limitant le tassement des sols et en favorisant les essences à enracinement profond ;

- *s'inspirer davantage du fonctionnement naturel des écosystèmes forestiers*. À cet égard, les réserves biologiques constituent un outil de choix, sous-exploité, pour apprécier les grandes tendances dynamiques en réponses aux changements environnementaux, non seulement en termes de composition, mais aussi de croissance, de densité et d'état sanitaire ;



La futaie mixte « jardinée » : un exemple de sylviculture favorisant une meilleure résilience des écosystèmes forestiers. © N. Luigi.



Les stress thermo-hydriques récurrents sur sols perméables limitent la densité naturelle du peuplement, ici en chênaie sessiliflore. © G. Decocq.

- *favoriser la biodiversité au sein de tous les compartiments de l'écosystème*, de manière à augmenter la quantité et la qualité des services écosystémiques rendus, notamment pour accroître l'homéostasie et la résilience des forêts et conserver, voire renforcer, leur productivité ;

- *adapter la densité des peuplements au bilan hydrique de la station*, en admettant qu'à l'avenir certaines stations n'auront plus nécessairement une vocation forestière, et qu'ailleurs la forêt ne pourra plus être aussi dense et aussi haute qu'elle ne l'était ;

- *promouvoir des itinéraires techniques moins émetteurs de CO_2*, notamment en favorisant un couvert forestier continu du sol et en proscrivant les coupes à blanc qui libèrent le CO_2 piégé dans les sols forestiers pendant plusieurs années ;

- *aider la mise en place d'un équilibre sylvo-cynégénétique* pour que la forêt puisse se renouveler naturellement et sans protection, en empêchant les dégâts de gibier de nuire à la capacité de renouvellement des essences indigènes. Accroître les prélèvements de cervidés et de sangliers par la chasse n'est qu'une partie de la solution ; il faut également favoriser la végétation accompagnatrice susceptible de fournir à la fois une protection des plants sensibles et une ressource alimentaire alternative, et éviter les plantations en terrain découvert.

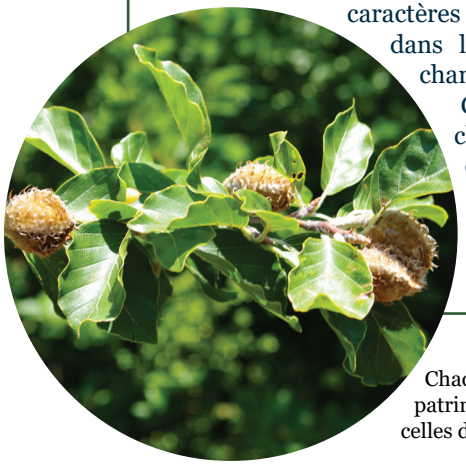
14

L'adaptation locale, entre génétique, épigénétique et co-évolution

En contexte environnemental changeant, les espèces peuvent s'acclimater, c'est-à-dire adapter leurs caractéristiques morphologiques et physiologiques, dans les limites de leur *plasticité* et de leur *polymorphisme*. La plasticité est largement déterminée génétiquement. Elle permet à un organisme donné de réagir en fonction des conditions environnementales en modifiant sa morphologie et sa physiologie en conséquence. Le polymorphisme est constitué par les différences génétiques entre individus d'une population. Ainsi, pour une espèce donnée, une population présentant une grande *diversité génétique* s'adaptera beaucoup plus facilement qu'une population génétiquement peu diversifiée. La sélection naturelle, elle, élimine les phénotypes (et donc les génotypes) les moins adaptés, mais sur le long terme seulement.

Un troisième élément permet une réponse plus rapide que le polymorphisme et plus héréditaire que la plasticité : les mécanismes épigénétiques. Ceux-ci prédisposent des individus à des conditions environnementales qu'ils sont susceptibles de rencontrer, grâce à la transmission par les parents de marques induites par l'environnement dans lequel ils ont vécu. Ces marques sont capables non seulement de moduler l'expression des gènes impliqués dans la réponse aux stress, mais aussi d'induire des mutations génétiques par l'intermédiaire d'éléments transposables, des séquences d'ADN mobiles qui peuvent constituer plus de 50 % du génome d'une plante. Les recherches actuelles visent à déterminer à quel point cette héritabilité de caractères acquis est générale, ce qui est crucial dans le cas de l'adaptation des forêts aux changements climatiques.

Chez une plante pérenne comme un arbre, chaque branche possède un génome et un épigénome qui lui sont propres puisque chaque année, les bourgeons peuvent subir des mutations somatiques aléatoires et des épimutations, 100 000 fois plus fréquentes que les précédentes,



Chaque année, les graines d'un arbre possèdent un patrimoine génétique et épigénétique différent de celles de l'année précédente. © G. Decocq.



Les champignons responsables de l'élagage naturel des conifères dans leur aire d'indigénat manquent dans l'aire d'introduction : si le forestier n'élague pas les troncs, la qualité du bois s'en trouvera dégradée. © P.-A. Précigout.

qui s'accumulent d'année en année au fur et à mesure de la croissance du tronc et des branches. Les graines produites une année sont toujours génétiquement et épigénétiquement différentes de celles de l'année précédente. Ce phénomène peut théoriquement permettre une adaptation locale rapide aux changements environnementaux, pour peu que l'on favorise la régénération naturelle par semis plutôt que la plantation.

Un quatrième processus, de découverte récente, entre en jeu dans les mécanismes d'adaptation des espèces, qui fait intervenir les symbioses, issues d'une *co-évolution* entre la plante et son microbiote (ensemble des microbes associés : bactéries, champignons, virus, protistes, voire petits animaux), ce dernier contribuant à de nombreuses fonctions vitales. Parmi ces symbiotes, les agents d'élagage sont des champignons qui éliminent les branches basses et aident à former un tronc uniformément lisse et résistant mécaniquement. L'association mycorhizienne, qui lie les racines à des champignons du sol, est vitale : le choix des partenaires adapte la plante au sol, en l'aidant à s'y nourrir et à s'y protéger des éléments toxiques (comme le calcium ou l'aluminium) et des pathogènes. Les feuillus forestiers abritent aussi, parmi les poils de la face inférieure des feuilles, des acariens qui assurent, en s'alimentant, une élimination des acariens phytophages et des champignons pathogènes attaquant la feuille. Dans cette vision holobiontique, l'évolution ne se limite plus à l'arbre lui-même, mais au recrutement de l'ensemble des microorganismes qui interagissent avec lui, définissent son « phénotype étendu » et l'aident à résister à différents stress et perturbations, comme les attaques de bioagresseurs ou les sécheresses. Ce processus dépend de microorganismes à court temps de génération, qui sont donc susceptibles de permettre aux arbres de s'adapter rapidement et localement. Tous ces symbiotes peuvent manquer après introduction d'une essence exotique – comme en témoigne la nécessité d'élagage manuel dans certaines plantations de sapin de Douglas. Leur absence au site d'introduction d'une essence peut affaiblir le potentiel de celle-ci à moyen terme.

…mais les essences exotiques sont une fausse bonne solution

Si l'un des leviers est effectivement de modifier la composition en espèces des peuplements forestiers, le recours aux essences exotiques n'est en aucun cas une panacée, beaucoup d'entre elles présentant des risques supérieurs aux bénéfices escomptables. À cela s'ajoute le fait que pour un nombre non négligeable d'essences exotiques éligibles à subvention, soit la niche écologique est actuellement absente en France, soit, quand elle est présente, les scénarios du GIEC prédisent son déplacement ou sa disparition d'ici quelques décennies : l'acclimatation d'une essence dans une plantation expérimentale prédit difficilement son avenir *in natura* sur le moyen et le long termes.

Parmi les essences exotiques, il est nécessaire de distinguer celles originaires d'une autre partie de l'Europe, pour lesquelles l'introduction peut relever de la **migration assistée** (encadré 15) et dont les maladies qu'elles portent sont donc déjà présentes sur notre continent : elles sont moins problématiques que les essences extra-européennes, qui s'acclimateront plus difficilement et présentent un risque plus élevé.



Mûrier blanc, *Morus alba*

Par exemple, quatre des cinq essences qui ont fait l'objet du plus grand nombre de signalements de maladie au Département de la santé des forêts (période 1989-2006, ramené à une même unité de surface) sont extra-européennes, trois des quatres étant des résineux (par ordre : chêne rouge, sapin de Vancouver, pin Weymouth, pin laricio et sapin de Nordmann).

D'un point de vue éthique et économique, il paraît aberrant que le contribuable français finance des plantations exotiques qui bénéficieront peut-être à la filière à court terme, alors que ce même contribuable (ou ses descendants) devra(ont) supporter les coûts, financiers et sociaux, voire humains, des conséquences à moyen et long termes de l'introduction des essences exotiques en forêt, ainsi que les coûts des mesures de contrôle ou d'éradication des mêmes essences, des opérations de restauration des écosystèmes impactés, et de la lutte contre les bioagresseurs importés.

◀ Deux essences originaires d'Asie encouragées à la plantation dans les forêts françaises mais qui y retrouveront difficilement leur niche écologique. © S. Muller. ▶



Métaséquoia du Sichuan, *Metasequoia glyptostroboides*

15

La migration assistée

Les études paléoécologiques montrent qu'à chaque épisode de changements climatiques qu'a connu un continent, les espèces migrent dans l'espace géographique pour suivre le déplacement des aires où les conditions leur sont favorables. Grossièrement, un réchauffement entraîne une migration vers les hautes latitude et altitude, tandis qu'un refroidissement induit plutôt une migration dans le sens opposé. Les changements climatiques actuels se produisent avec une rapidité sans précédent, que l'on estime trop importante pour que les espèces végétales - qui vivent fixées dans le sol et ne peuvent donc se déplacer que par leurs graines ou leurs organes végétatifs spécialisés - puissent migrer efficacement. D'où l'idée de les assister dans leur migration : en foresterie, il s'agit de planter du matériel forestier d'intérêt économique dans des régions où il est naturellement absent, mais dont on prédit qu'il y migrerait spontanément d'ici quelques siècles, s'il en avait le temps. Autrement dit, il s'agit de devancer cette migration naturelle. Le matériel forestier peut être soit des génotypes particuliers d'espèces indigènes présentant une adaptation locale à des contraintes climatiques fortes (par exemple, des hêtres originaires de Corse ou du sud de la France plantés dans le nord de la France) ; soit des essences exotiques européennes, c'est-à-dire originaires du même (sous-)continent (par exemple, le chêne vert méditerranéen planté dans le nord de la France). À la différence de celles venant d'autres continents, ces essences retrouvent une partie des organismes de leur écosystème d'origine, ce qui limite (sans les exclure complètement) les risques inhérents aux essences exotiques extra-continentales (invasion, introduction de bioagresseurs, érosion de la biodiversité, évènements catastrophiques) et ce, d'autant plus que la distance artificiellement parcourue est faible. Cette stratégie d'adaptation de la forêt aux changements climatiques est éthiquement acceptable, surtout si elle cherche à faire migrer des écosystèmes plutôt que les seules essences d'intérêt. Elle doit néanmoins encore être évaluée scientifiquement ; de nombreux essais sont déjà en cours à travers le monde, comme par exemple le projet français Giono conduit par l'Office national des forêts.



◀ Le chêne vert est un candidat potentiel à la migration assistée. © G. Decocq.



Les hêtres des hêtraies méditerranéennes (ici de la Sainte-Baume) sont naturellement plus résistants aux stress thermo-hydriques que les hêtres du Bassin parisien. © G. Decocq. ▼

Six pistes d'actions pour les pouvoirs publics

1 Evaluer et hiérarchiser les risques

Plusieurs des risques évoqués dans les quatre chantiers qui précèdent possèdent une certaine généricité, comme l'impact des plantations de résineux sur la biodiversité lorsqu'elles se substituent à des peuplements feuillus indigènes. Mais dans la majorité des cas, toute essence exotique doit faire l'objet d'une évaluation scientifique spécifique, qui porte non seulement sur ses performances individuelles, mais aussi sur sa propension à s'intégrer à l'écosystème forestier et au paysage, sur la nature de ses interactions avec les autres organismes résidents et sur son acceptabilité sociale. L'accessibilité de ces informations à l'ensemble des acteurs à travers des bases de données et des outils d'aide à la décision en ligne devrait être favorisée ; le lancement du site ClimEssences® par le RMT AFORCE en 2021 a récemment initié une telle démarche.

2 Evaluer le rapport bénéfice/risque à moyen et à long termes

En l'état actuel, force est de constater que l'argent public sert à la fois à financer l'introduction d'essences exotiques en forêt et, dans le même temps, ici à financer leur contrôle ou leur éradication, là à compenser leurs conséquences économiques, écologiques, sociales ou sanitaires. S'agissant d'écosystèmes forestiers dont la gestion s'inscrit sur des cycles de l'ordre du siècle - hors populiculture intensive et plantations de résineux à croissance rapide - il est indispensable de quantifier le **rapport bénéfice/risque** (encadré 16) sur des échelles de temps adéquates : d'une part, sur la durée d'une rotation, et d'autre part sur la durée de plusieurs rotations successives (cf. cas du sapin de Douglas, chantier n°3). L'utilisation d'essences exotiques en foresterie n'est pas nouvelle et pourtant, aucune étude n'a démontré à ce jour leur supériorité sur les essences indigènes en termes de rapport bénéfice/risque, *faute d'évaluation*. Il est de surcroît indispensable de s'assurer que la filière bois française soit en capacité de valoriser les nouvelles essences exotiques préconisées. Dans l'attente d'une telle évaluation, il apparaît pertinent de soumettre à un moratoire les mesures politiques et financières incitant à l'introduction d'essences exotiques en forêt et de respecter le principe de précaution inscrit dans la Constitution française.

3 Capitaliser les références scientifiques par des méta-analyses

La communauté scientifique, notamment universitaire, est très mobilisée sur la question des impacts des changements climatiques sur la forêt et la littérature scientifique est très riche dans le domaine. Sa dimension internationale permet de plus d'avoir une vision plus globale de la question. Pourtant, les apports de la recherche, en particulier en écologie forestière, ne parviennent pas ou peu jusqu'aux décideurs et aux gestionnaires et sont peu ou pas pris en compte dans les documents de planification. Il est urgent de favoriser la réalisation de méta-analyses et de synthèses de ces données de la recherche pour, *in fine*, obtenir des références consolidées et transférables. Cette démarche permettra aussi de mieux identifier les inconnues et les incertitudes, donc les besoins en matière de recherche scientifique qui devront être prioritaires en termes de financement. Elle permettra enfin d'appuyer les stratégies de gestion et de planification forestières sur des bases scientifiques robustes.

4 Exploiter les *arboreta* et les dispositifs existants

Depuis le XVI[e] siècle, des expériences d'introductions d'essences exotiques, soit directement en forêt, soit plus souvent dans des ***arboreta*** (encadré 17), ont été plus ou moins régulièrement menées. Plutôt que de mettre en place de nouveaux dispositifs expérimentaux à un coût élevé, il est impératif d'avoir une évaluation rétrospective de ces expériences passées. Même si les résultats sont intrinsèquement biaisés par des conditions de culture optimales, ils peuvent permettre d'emblée d'identifier certains risques. Par ailleurs, la la Stratégie nationale pour les aires protégées (SNAP) doit être mise en œuvre rapidement pour compléter le réseau d'espaces naturels protégés (réserves biologiques, réserves naturelles, parcs nationaux, etc.) sur le territoire métropolitain, afin que ce réseau puisse jouer pleinement son rôle d'observatoire des dynamiques « naturelles » induites aux échelles de l'arbre et de l'écosystème par les changements climatiques.



Les réserves biologiques sont des observatoires précieux pour étudier les capacités d'adaptation des essences indigènes aux changements climatiques. © G. Decocq.

5 Commencer par adapter la sylviculture

Adapter la forêt française aux changements climatiques ne saurait reposer sur le seul changement de composition des peuplements. Le levier à actionner prioritairement est l'adaptation de la sylviculture pour augmenter les capacités d'homéostasie et de résilience des écosystèmes forestiers. Cela passe par l'élaboration d'itinéraires techniques orientés par les données scientifiques, qui doivent notamment privilégier un mélange des essences quelle que soit la surface (plus de 50 % des espaces boisés de l'hexagone sont des monocultures), une diversité génétique intra-espèce, une hétérogénéité structurale des peuplements, une densité en adéquation avec la productivité stationnelle, et un couvert forestier permanent des sols.

6 Soumettre l'introduction d'essences exotiques à une étude d'impact préalable

Parce que les risques sont espèce-spécifiques et site-dépendants, toute plantation « en grand » d'essences exotiques *in natura* devrait être réglementée et soumise à autorisation préalable sur la base d'une étude d'impact avec analyse de risque. Celle-ci devrait obligatoirement prendre en compte les aspects holobiontiques (cortège d'espèces associées à l'essence exotique), écosystémiques (intégration au sein du massif forestier et interactions avec les autres composantes, biotiques et abiotiques) et paysagers (impact sur les habitats forestiers et non forestiers adjacents, et sur les activités humaines associées). Il est urgent que les avis émis par les instances d'évaluation scientifiques indépendantes et identifiées soient écoutées, voire contraignantes. L'autorisation ne devrait être accordée par le préfet qu'après avis du Conseil scientifique régional du patrimoine naturel (CSRPN) ou du Conseil national de la protection de la nature (CNPN) pour des demandes nationales.

16

Le rapport bénéfice/risque des introductions d'essences exotiques

Le seul avantage que présente un nombre très limité d'essences exotiques concerne la production de bois, qui peut être supérieure à celle d'essences indigènes en contexte climatique plus chaud et sec, au moins sur le premier cycle sylvicultural. En peuplement mélangé, elles contribuent aussi à répartir les risques. Toutefois, cet avantage se fait au prix d'investissements initiaux souvent élevés et de perturbations importantes de l'écosystème forestier, celui-ci se trouvant durablement dégradé et pouvant émettre davantage de CO_2 qu'il n'en séquestre. Les peuplements monospécifiques sont de plus très vulnérables aux aléas météorologiques et modifications biotiques. *Aucune étude n'est disponible sur le rapport bénéfice/risque des essences exotiques utilisées en foresterie, bien que ce soit une pratique très ancienne.*

D'un côté, il existe des évaluations financières portant sur le coût des plantations et de la sylviculture jusqu'à la récolte, ainsi que des analyses économiques de la filière bois en aval. Toutefois, ces études sont ponctuelles et ne prennent pas en compte les temps longs d'une à plusieurs rotations ; elles n'intègrent pas, par exemple, les diminutions de performance suite à l'épuisement des sols ou la survenue de maladies.

D'un autre côté, ont été estimés les coûts d'éradication d'une espèce invasive, les pertes induites par des épidémies, des incendies de forêt ou des tempêtes, ou les surcoûts de l'acquisition d'un peuplement mature d'essences objectifs en contexte épidémique ou d'invasion biologique. Une étude britannique de 2019 a estimé le coût total de la chalarose du frêne à 17,5 milliards d'euros pour le Royaume-Uni.

Ces rares études, toujours parcellaires, s'intéressent aux coûts directs, rarement aux coûts indirects et jamais aux conséquences socio-économiques non financières, comme les aménités environnementales. À ce jour, il faut donc se référer à une information toujours partielle, et souvent partiale.

Une véritable mise en économie des (dis)services écosystémiques délivrés par les plantations d'essences exotiques reste donc à conduire qui, seule, permettra d'objectiver un éventuel bénéfice de l'introduction d'essences exotiques en forêt, et de mettre en balance bénéfices et coûts induits dans les comptes de la Nation.



Restaurer les landes à biodiversité élevée (en haut) qui ont été dégradées par ▶ la plantation de résineux exotiques peu rentables (en bas) engendre des coûts considérables. PNR Oise - Pays de France © R. François.

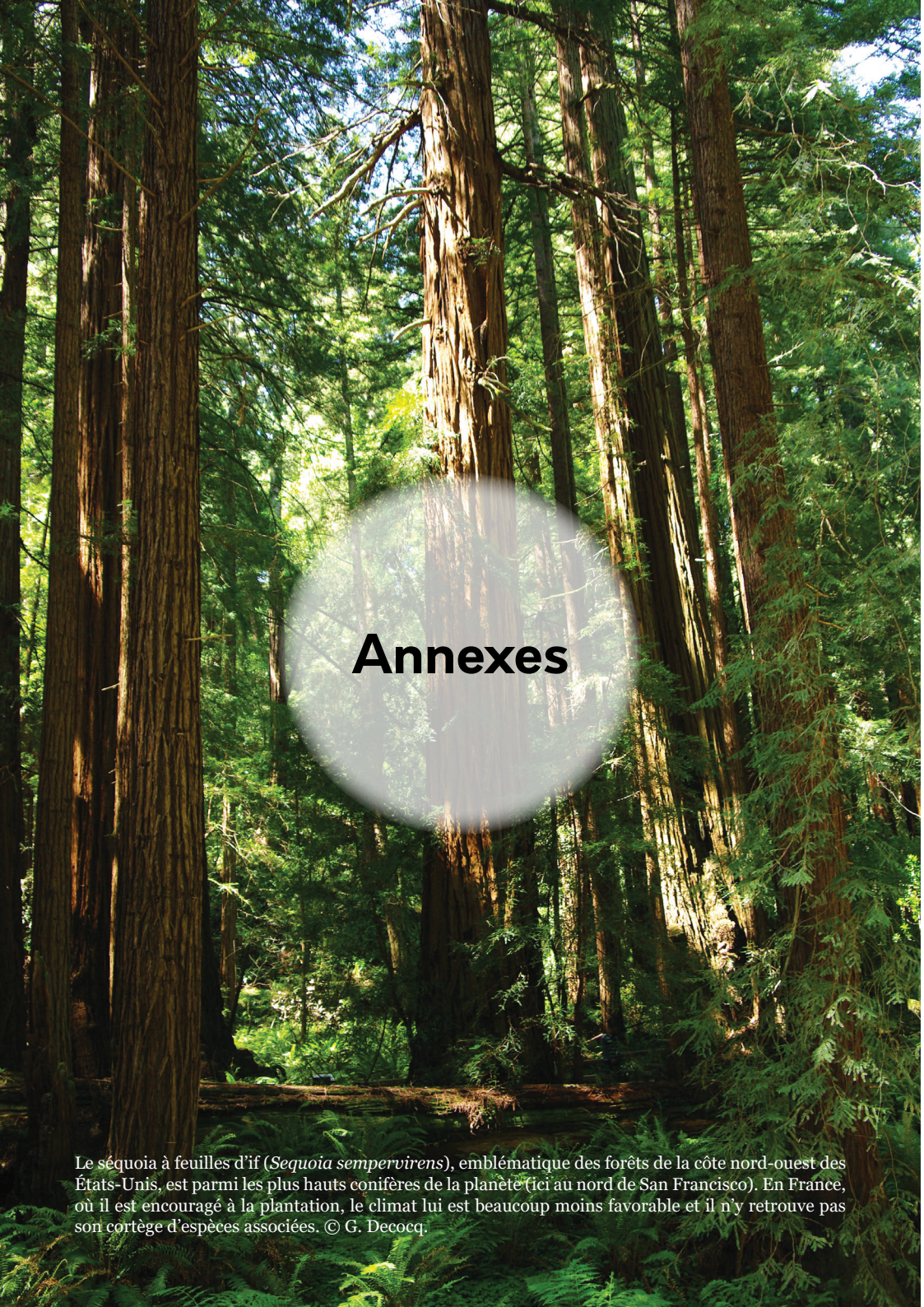
17

Apport des *arboreta* et essais expérimentaux

Les espèces exotiques candidates à l'introduction en forêt ont depuis longtemps été plantées dans des parcs, jardins et *arboreta*. La vocation de ces derniers était précisément d'apprécier leur capacité à s'acclimater et leurs performances en termes de rusticité, de productivité et de résistance aux maladies. Aujourd'hui, ces collections, souvent jugées désuètes et sans intérêt, ont l'avantage d'offrir un recul bien supérieur aux plantations récemment effectuées en forêt sur le comportement d'une essence exotique. En particulier, les arbres initialement plantés ont déjà pu donner naissance à plusieurs générations, ce qui permet d'observer leurs performances en contexte de changements climatiques et d'arrivée de nouveaux bioagresseurs, mais aussi leur capacité à se propager spontanément. Par exemple, l'*arboretum* des Barres en France, qui héberge près de dix mille arbres de 2600 essences du monde entier, offre près de deux siècles de recul. Or, il a été montré pour les essences exotiques devenant invasives, qu'il s'est écoulé en moyenne 170 ans depuis leur introduction. Même si le comportement *in natura* peut différer de celui en plantation isolée, les *arboreta* apportent ainsi des informations bien plus précieuses que les plantations expérimentales actuelles, et pour un moindre coût. Par exemple, une récente étude belge menée dans huit *arboreta* a démontré le caractère invasif de 20 % des espèces ligneuses étudiées, avec en particulier dix espèces préoccupantes, dont neuf (*Tsuga heterophylla, Abies grandis, A. nordmanniana, Chamaecyparis lawsoniana, Thuya plicata, Larix kaempferi, Pseudotsuga menziesii, Pinus strobus, Picea sitchensis*) sont pourtant préconisées en plantation forestière en France. L'implantation de nouveaux réseaux d'*arboreta*, comme celui du projet Reinforce®, n'est pas dénuée d'intérêt, mais ne produira des résultats complets que bien au-delà des quinze ans du programme. Les *arboreta* implantés sur d'autres continents, notamment dans les régions dont sont originaires les essences exotiques susceptibles d'être plantées en France, sont également du plus grand intérêt et offrent un recul bien plus important que les plantations sentinelles (cf. encadré 10) actuellement mises en place tout en assurant la même fonction.



Les *arboreta* sont des outils largement sous-exploités pour l'évaluation de certains risques associés aux essences exotiques. *Arboretum* des Barres, Loiret. © F. Dupont.



Annexes

Le séquoia à feuilles d'if (*Sequoia sempervirens*), emblématique des forêts de la côte nord-ouest des États-Unis, est parmi les plus hauts conifères de la planète (ici au nord de San Francisco). En France, où il est encouragé à la plantation, le climat lui est beaucoup moins favorable et il n'y retrouve pas son cortège d'espèces associées. © G. Decocq.

ANNEXE 1
Bibliographie sélective

Le présent livre blanc s'appuie sur plus de 200 références bibliographiques issues de la littérature scientifique, qu'il serait trop long d'énumérer ici. De manière à permettre au lecteur d'aller plus loin ou simplement de retrouver les principales sources utilisées dans l'ouvrage, nous produisons ci-après une liste de références choisies pour chaque chapitre. Nous privilégions les références en langue française - qui correspondent pour beaucoup à des synthèses ou des données vulgarisées -, mais indiquons également quelques références clés de langue anglaise ainsi qu'une sitographie renvoyant à quelques sites Internet régulièrement actualisés.

Pourquoi un livre blanc ?

Ammer C. (2019) Diversity and forest productivity in a changing climate. *New Phytol.* 221: 50-66.

Cattelot A.-L. (2020) *La forêt et la filière bois à la croisée des chemins : l'arbre des possibles*. Rapport parlementaire, Assemblée nationale.

Claessens H. (2016) Quelques considérations pour adapter nos forêts aux changements climatiques. *Silva Belgica* Janv.-Fev. : 20-29.

Collectif (2020) *Forêts françaises en crise : nature, climat, société. Analyse et propositions des O.N.G. de conservation de la nature.* Humanité & Biodiversité, WWF, France Nature Environnement, Ligue pour la Protection des Oiseaux, Comité français de l'UICN, Réserves Naturelles de France, Paris, 56 p.

Dorioz J. *et al.* (2018) *Évaluation française des écosystèmes et services écosystémiques : les écosystèmes forestiers*. Rapport de l'étude réalisé par le GIP Ecofor pour le programme EFESE. 281 p. + Annexes.

GIEC - Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat : https://www.ipcc.ch/languages-2/francais/

Ministère de l'Agriculture et de l'Alimentation (2016) *Programme national de la forêt et du bois 2016-2026*. https://agriculture.gouv.fr/le-programme-national-de-la-foret-et-du-bois-2016-2026/
IGN - Institut Géographique National (2019) *Inventaire forestier* : https://inventaire-forestier.ign.fr
IGN - Institut Géographique National (2021) *État et évolution des forêts françaises métropolitaines. Indicateurs de gestion durable 2020* : https://foret.ign.fr/IGD/
INPN - Inventaire National du Patrimoine Naturel (2019) *Biodiversité d'intérêt communautaire en France : un bilan qui reste préoccupant. Résultats de la troisième évaluation des habitats et espèce de la DHFF (2013-2018)*. Paris, Agence Française pour la biodiversité, CNRS, MNHN.
Kirilenko A.P. & Sedjo R.A. (2007) Climate change impacts on forestry. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 104: 19697-19702.
Krumm F. & Vítková L., eds (2016) *Introduced tree species in European forests: opportunities and challenges*. European Forest Institute, 423 pp.
Mori A.S. (2017) Biodiversity and ecosystem services in forest ecosystems: a research agenda for applied forest ecology. *J. Appl. Ecol.* 54: 12-27.
Morin X. *et al.* (2018) Long-term response of forest productivity to climate change is mostly driven by change in tree species composition. *Scientific Rep.* 8: 5627.
République française (2020) *France Relance*. Paris, Gouvernement, 294 p.
Roman-Amat B. (2007) *Préparer les forêts françaises au changement climatique*. Rapport à MM. les Ministres de l'Agriculture et de la Pêche et de l'Écologie, du Développement et de l'Aménagement Durables. 125 p.
Seppälä R. *et al.* (2009) *Préparer les forêts au changement climatique. Vue générale des conséquences du changement climatique sur les forêts et les populations et les options d'adaptation*. Ministère des affaires étrangères de Finlande, Union internationale des instituts de recherches forestières.
Vennetier M. (2020) Forêts et changement climatique. Le constat en région méditerranéenne. *Sciences Eaux & Territoires* 33: 18-25.
Walter G.R. (2003) Plants in a warmer world. *Persp. Plant Ecol. Evol. Syst.* 6: 169-185.

Chantier n°1 : Réduire le risque d'invasion

Aerts R. *et al.* (2017) Invasion by the alien tree *Prunus serotina* alters ecosystem functions in a temperate deciduous forest. *Front. Plant Sci.* 8: 179.
Branquart E. (2012) Arbres et arbustes exotiques : une nouvelle vague d'envahisseurs ? *Forêt Wallonn*e 120: 42-58.
Brundu G. & Richardson D.M. (2016) Planted forests and invasive alien trees in Europe : a code for managing existing and future plantings to mitigate the risk of negative impacts from invasions. *Neobiota* 30: 5-47.
Callaway R.M. *et al.* (2011) Effects of soil biota from different ranges on *Robinia* invasion: acquiring mutualists and escaping pathogens. *Ecology* 92: 1027-1035.
Chase J.M. & Leibold M.A. (2003) *Ecological niches. Linking classical and contemporary approaches*. Chicago University Press, Chicago.
Closset-Kopp D. *et al.* (2007). When Oskar meets Alice: does a lack of trade-off in *r*/*K* strategies make *Prunus serotina* a successful invader of European forests ? *For. Ecol. Manage.* 247: 120-130.
Decocq G. (2007) Une pollution biologique : l'invasion de *Prunus serotina* Ehrh. dans les forêts européennes. In : Corvol A. (éd.) *Forêt et pollutions*. Collection Forêt, Environnement et Société, Cahier d'Etudes n°17, CNRS - Institut d'Histoire moderne et contemporaine, Paris, 2007, pp. 82-88.
Delnate C. & Meyer J-Y. (2012) Plant introduction, naturalization, and invasion in French Guiana (South America). *Biol. Inv.* 14: 915-927.
Diagne C. *et al.* (2021) High and rising economic costs of biological invasions worldwide. *Nature* 592: 571-576.
Dyderski M.K. & Jagodziński A.M. (2018) Drivers of invasive tree and shrub natural regeneration in temperate forests. *Biol. Inv.* 20: 2363-2379.
Dyderski M.K. & Jagodziński A.M. (2020) Impact of invasive tree species on natural regeneration species composition, diversity, and density. *Forests* 11, 456: 1-20.
Fridley J.D. (2013) Plant invasions across the Northern Hemisphere: a deep-time perspective. *Ann. New York Acad. Sci.* 1293: 8-17.
Global Invasive Species Database : http://www.iucngisd.org/gisd/

Gonzalez-Munoz N. *et al.* (2015) Assessing current and future risks of invasion by the «green cancer» *Miconia calvescens*. *Biol. Inv.* 17: 3337-3350.
Hierro J.L. *et al.* (2006) A biogeographical approach to plant invasions: the importance of studying exotics in their introduced and native range. *J. Ecol.* 93: 5-15
Holmes T.P. (2009) Economic impacts of invasive species in forest. Past, present, and future. *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 1162: 18-38.
Jacquemart A.L. *et al.* (2010) Faut-il lutter ou vivre avec ? Le cas de l'invasion du cerisier tardif, *Prunus serotina*. *Silva Belgica* 117: 16-22.
MacDougall A.S. *et al.* (2009) Plant invasions and the niche. *J. Ecol.* 97: 609-615.
Martin P.H. *et al.* (2009) Why forests appear resistant to exotic plant invasions: intentional introductions, stand dynamics, and the role of shade tolerance. *Front. Ecol. Environ.* 7: 142–149.
Mazza G. *et al.* (2014) Biological invaders are threats to human health: an overview. *Ethol. Ecol. Evol.* 26: 112-129.
Mitchell C.E. *et al* (2006) Biotic interactions and plant invasions. *Ecol. Lett.* 9: 726-740.
OFB & UICN, Centre de ressources Espèces Exotiques Envahissantes : http://especes-exotiques-envahissantes.fr
Petitpierre B. *et al.* (2012) Climatic niche shifts are rare among terrestrial plant invaders. *Science* 335: 1344-1348.
Richardson D.M. (1998) Forestry trees as invasive aliens. *Conserv. Biol.* 12: 18-26.
Richardson D.M. & Rejmánek M. (2004) Conifers as invasive aliens: a global survey and predictive framework. *Div. Distrib.* 10: 321-331.
Shackleton RT *et al.* (2019) The role of invasive alien species in shaping local livelihoods and human well-being: a review. *J. Environ. Manage.* 229: 145-157.
Soubeyran Y. (2008). *Espèces exotiques envahissantes dans les collectivités françaises d'outre-mer. État des lieux et recommandations*. Collection Planète Nature. Comité français de l'UICN, Paris, France.
Starfinger U. *et al.* (1993) From desirable ornamental plant to pest to accepted addition to the flora? – the perception of an alien tree species through the centuries. *Biol. Inv.* 5: 323-335.

Vítková M. *et al.* (2017) Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: a story of an invasive tree in Central Europe. *For. Ecol. Manage.* 384: 287-302.
Wagner V. *et al.* (2017) Alien plant invasions in European woodlands. *Div. Distrib.* 23: 969-981.
Warren R. J. *et al.* (2019) Multiple mechanisms in woodland plant species invasion. *J. Plant Ecol.* 12: 201-209.

Chantier n°2 - Réduire le risque d'introduction de nouveaux bioagresseurs

Cano B. *et al.* (2021) *Le frêne face à la chalarose*. CNPF, IDF, Paris.
Cochard B. *et al.* (2015) Cryptostroma corticale *agent de la suie de l'érable*. Institut Terre, Nature et Environnement, HEPIA, Genève.
Département de santé des forêts : https://agriculture.gouv.fr/le-departement-de-la-sante-des-forets-role-et-missions
Desprez-Loustau M.L. (2021) Santé des forêts : menace croissante des maladies émergentes. *Rayonnement du CNRS* 76 : 19-24.
Desprez-Loustau M.L. *et al.* (2016) An evolutionary ecology perspective to address forest pathology challenges of today and tomorrow. *Ann. For. Sci.* 73 : 45-67.
Dickie I.A. *et al.* (2017) The emerging science of linked plant–fungal invasions. *New Phytol.* 215: 1314-1332.
Gougherty A.V. & Davies T.J. (2021) Towards a phylogenetic ecology of plant pests and pathogens. *Phil. Trans. Roy. Soc.* B 376: 1837.
Guo Q. *et al.* (2019) Tree diversity regulates forest pest invasion. *Proc. Natl. Acad. Sci.* USA 116: 7382-7386.
Hill L. *et al.* (2019) The £15 billion cost of ash dieback in Britain. *Curr. Biol.* 29: 315-316.
Iablokoff A.K. (1953) Les plantations de pin sylvestre et la migration des xylophages. *Rev. For. Fr.* 5: 321-327.
INRAE, Portail e-phytia, santé des forêts : http://ephytia.inra.fr/fr/P/124/Forets
Jactel H. *et al.* (2014) Biodiversité et gestion des risques biotiques en forêt de plantation. *Innovations Agronomiques* 41: 57-67.
Jactel H. *et al.* (2021) Tree diversity and forest resistance to insect pests: patterns, mechanisms, and prospects. *Annu. Rev. Entomol.* 66: 277-296.

Mansfield S. *et al.* (2019) The value of sentinel plants for risk assessment and surveillance to support biosecurity. *Neobiota* 48: 1-24.
Nivet C. (2018) Émergence de bioagresseurs en forêt : comment identifier et atténuer les risques ? *Rev. For. Fr.* 70: 557-567.
OEPP/EPPO (2020) PM 3/91(1) Sentinel woody plants: concepts and application. *Bulletin OEPP/EPPO* 50: 429-436.
Paillet Y & Gosselin M. (2011) Relations entre les pratiques de préservation de la biodiversité forestière et la productivité, la résistance et la résilience : état des connaissances en forêt tempérée européenne. *Vertigo* 11: 2.
Paulin M. *et al.* (2020) Known and predicted impacts of the invasive oak lace bug (*Corythucha arcuata*) in European oak ecosystems - a review. *Folia Oecol.* 47: 131-139.
Piou D. *et al.* (2018) Est-il possible de tirer des enseignements des introductions anciennes d'agents pathogènes ? L'exemple de la graphiose de l'orme. *Rev. For. Fr.* 70: 621-637.
Plant parasites of Europe : https://bladmineerders.nl
Robin C. & Desprez-Loustau M.L. *et al.* (2018) Émergences de maladies chez les arbres forestiers : définitions, concepts et recommandations. *Rev. For. Fr.* 70: 569-577.
Saintonge F.X. *et al.* (2020) Les bioagresseurs invasifs dans les forêts françaises : passé, présent et avenir. *Rev. For. Fr.* 72: 119-135.
Santini A. *et al.* (2013) Biogeographical patterns and determinants of invasion by forest pathogens in Europe. *New Phytol.* 197: 238-250
Shaw K.E. & Civitello D.J. (2021) Re-emphasizing mechanism in the community ecology of disease. *Funct. Ecol.* 35: 2376-2386.
Csóka G. *et al.* (2020) Spread and potential host range of the invasive oak lace bug [*Corythucha arcuata* (Say, 1832) – *Heteroptera: Tingidae*] in Eurasia. *Agri. For. Entomol.* 22: 61-74.
Vettraino A.-M. *et al.* (2017) The sentinel tree nursery as an early warning system for pathway risk assessment : fungal pathogens associated with Chinese woody plants commonly shipped to Europe. *Plos One* 12: e0188800.

Chantier n°3 - Réduire le risque d'érosion de la biodiversité

Augusto L. *et al.* (2000) Influence des essences sur la fertilité chimique des sols. Conséquences sur les choix sylvicoles. *Rev. For. Fr.* 52: 507-518.
Bailey J.K. *et al.* (2019) From genes to ecosystems: a synthesis of the effects of plant genetic factors across levels of organization. *Phil. Trans. Roy. Soc. Lond. B* 364: 1607-1616.
Bethany A. *et al.* (2019) Disentangling the abundance–impact relationship for invasive species. *Proc. Nation. Acad. Sci. USA* 116: 9919-9924.
Bordenstein S.R. & Theis K.R. (2015) Host biology in light of the microbiome: ten principles of holobionts and hologenomes. *PLoS Biol.* 13: e1002226.
Burton V. *et al.* (2018) Reviewing the evidence base for the effects of woodland expansion on biodiversity and ecosystem services in the United Kingdom. *For. Ecol. Manage.* 4230: 366-379.
Callaway R.M. & Aschehoug E.T. (2000) Invasive plants versus their new and old neighbors: a mechanism for exotic invasion. *Science* 290: 521-523.
Carnus J.M. *et al.* (2006) Planted forest and biodiversity. *J. Forestry* 104: 65-77
Crutsinger GM *et al.* (2006) Plant genotypic diversity predicts community structure and governs an ecosystem process. *Science* 313: 966-968.
Ellison A.M. *et al.* (2005) Loss of foundation species: consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems. *Front. Ecol. Env.* 3: 479-486.
De Groote S.R.E. *et al.* (2017) Tree species identity outweighs the effects of tree species diversity and forest fragmentation on understorey diversity and composition. *Plant Ecol. Evol.* 150: 229-239
Decocq G. *et al.* (2016) *La forêt salvatrice. Reboisement, société et catastrophe au prisme de l'histoire*. Champ Vallon, Ceyzérieu.
Gentili R. *et al.* (2019) Comparing negative impacts of *Prunus serotina, Quercus rubra* and *Robinia pseudoacacia* on native forest ecosystems. *Forests* 10: 842.

Hobbs R.J. *et al.* (2006) Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Glob. Ecol. Biogeograph.* 15: 1-7.
Jones C.G. *et al.* (1994) Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 69: 373–386.
Langmaier M. & Lapin K. (2020) A systematic review of the impact of invasive alien plants on forest regeneration in European temperate forests. *Front. Plant Sci.* 11: 524969.
Meirmans P.G. *et al.* (2014) Rates of spontaneous hybridization and hybrid recruitment in co-existing exotic and native mature larch populations. *Tree Genet. Genom.* 10: 965-975.
Ricciardi A. *et al.* (2013) Progress toward understanding the ecological impacts of nonnative species. *Ecol. Monogr.* 83: 263-282.
Schittko C. *et al.* (2020) A multidimensional framework for measuring biotic novelty: how novel is a community? *Glob. Change Biol.* 26: 4401-4417.
Schmid M. *et al.* (2014) Ecological consequences of Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*) cultivation in Europe. *Eur. J. Forest. Res.* 133: 13-29.
Selosse M.A. (2017) *Jamais seul. Ces microbes qui construisent les plantes, les animaux et les civilisations*. Actes Sud, Paris.
Stanek M. *et al.* (2020) Invasive red oak (*Quercus rubra* L.) modifies soil physicochemical properties and forest understory vegetation. *For. Ecol. Manage.* 472: 118253.
Viney R. (1962) L'œuvre forestière du Second Empire. *Rev For. Fr.* 6: 532-543.
Wohlgemuth T. *et al.* (2019) Impact of Douglas fir on forests and open land habitats. In: Spiecker H. et al. (eds). *Douglas-fir: an option for Europe*. European Forest Institute: What Science Can Tell Us 9, pp. 57-62.

Chantier n°4 - Réduire le risque d'évènements catastrophiques

Colin F. *et al.* (2008) Résistance aux vents forts des peuplements forestiers, et notamment des mélanges d'espèces. *Rev. For. Fr.* 60: 191-205.
Courbet F. *et al.* (2012) *Le cèdre en France face au changement climatique : bilan et recommandations.* CNPF, INRA, ONF, Irstea, RMT AFORCE.
Dragana V. *et al.* (2016) Effects of natural broadleaved regeneration vs conifer restoration on the herb layer and microclimate. *Arch. Biol. Sci.* 68: 483-493.
Fernandes P.M. *et al.* (2019) Analysing eucalypt expansion in Portugal as a fire-regime modifier. *Sci. Tot. Env.* 666: 79-88.
Johnstone J.F. *et al.* (2016) Changing disturbance regimes, ecological memory, and forest resilience. *Front. Ecol. Env.* 14: 369-378
Gomes J.F.P. (2006) Forest fires in Portugal: how they happen and why they happen. *Int. J. Env. Stud.* 63: 109–119.
Gomez-Gonzalez S. *et al.* (2018) Portugal and Chile : longing for sustainable forestry while rising from ashes. *Env. Sci. Policy* 81: 104-107.
Gongalsky K.B. *et al.* (2021) Forest fire induces short-term shifts in soil food webs with consequences for carbon cycling. *Ecol. Lett.* 24: 438-450.
González J.R. *et al.* (2007) Predicting stand damage and tree survival in burned forests in Catalonia (North-East Spain). *Ann. For. Sci.* 64: 733-742.
McWethy D.B. *et al.* (2018) Landscape drivers of recent fire activity (2001-2017) in south-central Chile. *Plos One* 13: e0201195.
Ministère de la Transition Écologique (2021) Prévention des feux de forêts : https://www.ecologie.gouv.fr/prevention-des-feux-foret
Riou-Nivert P. (2009) Les dégâts subis par les forêts du fait des tempêtes ou de sécheresses : des fléaux en progression. *Responsabilités & Environnement* 53: 82-88.
Senf C. & Seidl R. (2021) Mapping the forest disturbance regimes of Europe. *Nat. Sustain.* 4: 63–70.
Stevens-Rumann C.S. *et al.* (2018) Evidence for declining forest resilience to wildfires under climate change. *Ecol. Lett.* 21: 243-252.
Whitham T.G. *et al.* (2006) A framework for community and ecosystem genetics: from genes to ecosystems. *Nat. Rev. Genet.* 7: 510-523.

Conclusions et recommandations

Aitken S.N. *et al.* (2016) Time to get moving: assisted gene flow of forest trees. *Evol. Appl.* 9: 271-290.

Anderson R.P. (2017) When and how should biotic interactions be considered in models of species niches and distribution? *J. Biogeograph.* 44: 8-17.

Bose A.K. (2020) Memory of environmental conditions across generations affects the acclimation potential of scots pine. *Plant Cell Env.* 43: 1288-1299.

Brang P. *et al.* (2016) Potentiel des essences exotiques dans le contexte de l'adaptation aux changements climatiques. In : Plues A.R. *et al.* (eds) *Forêts et changements climatiques. Éléments pour des stratégies d'adaptation*. Haupt, Berene, pp. 391-411.

Caron M.M. *et al.* (2021) Thermal differences between juveniles and adults increased over time in European forest trees. *J. Ecol.* 109: 3944-3957.

Castro-Diez P. *et al.* (2021) Effects of widespread non-native trees on regulating ecosystem services. *Sci. Tot. Env.* 778: 146141

Chaloner T.M. *et al.* (2020) Geometry and evolution of the ecological niche in plant-associated microbes. *Nat. Comm.* 11: 2955.

Corinne V. *et al.* (2021) Trees and insects have microbiomes: consequences for forest health and management. *Curr. For. Rep.* 7: 81-96

Cowie A.L. *et al.* (2021) Applying a science-based systems perspective to dispel misconceptions about climate effects of forest bioenergy. *GCB Bioenergy* 13: 1210-1231.

De Frenne P. *et al.* (2014) Forest canopy closure buffers plant community responses to global warming. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 110: 18561-18565.

Ducousso A. (2010) Les ressources génétiques des arbres face aux changements climatiques : les différentes réponses. *RDV techniques HS* n°5: 66-72.

Fanal A. *et al.* (2021) *Arboreta* reveal the invasive potential of several conifer species in the temperate forests of western Europe. *Neobiota* 64: 23-42.

Fajardo A. & Piper F.I. (2021) How to cope with drought and not die trying: drought acclimation across tree species with contrasting niche breadth. *Funct. Ecol.* 35: 1903-1913.

FRB - Fondation pour la recherche sur la biodiversité (2015) *Réponses et adaptations aux changements globaux : quels enjeux pour la recherche sur la biodiversité ? Prospective de recherche.* Série FRB, Réflexions stratégiques et prospectives. Ed. Ophélie Ronce et Flora Pelegrin, 74 p.

Hanlon V.C.T. (2019) Somatic mutations substantially increase the per-generation mutation rate in the conifer *Picea sitchensis*. *Evol. Lett.* 3-4: 348-358.

Krumm, F. & Vítková, L. (eds) (2016) *Introduced tree species in European forests: opportunities and challenges*. European Forest Institute.

Leroy M. *et al.* (2021) Quels besoins de connaissances pour construire le futur des forêts en France ? Au-delà du Plan de relance. *Rev. For. Fr.* 73: 7-19.

Li, G.Q. *et al.* (2018) Afforestation and climatic niche dynamics of black locust (*Robinia pseudoacacia*). *For. Ecol. Manage.* 407: 184-190.

Marçais B. (2018) Interactions entre changement climatique et agents pathogènes. *Rev. For. Fr.* 70: 645-652.

McCaw B.A. *et al.* (2020) Epigenetic responses to temperature and climate. *Integr. Compar. Biol.* 60: 1469-1480.

Mishra S. *et al.* (2020) The plant microbiome: a missing link for the understanding of community dynamics and multifunctionality in forest ecosystems. *Appl. Soil Ecol.* 145: 103345.

Netherway T. *et al.* (2021) Biotic interactions with mycorrhizal systems as extended nutrient acquisition strategies shaping forest soil communities and functions. *Basic Appl. Ecol.* 50: 25-42.

Plomion C. (2018) Oak genome reveals facets of long lifespan. *Nature Plants* 4: 440-452.

Pötzelsberger E. *et al.* (2020) Growing non-native trees in European forests brings benefits and opportunities but also has its risks and limits. *Curr. For. Rep.* 6: 339-353.

Pretzinger K.S. & Euskirchen E. (2004) Carbon cycling and storage in world forests: biome patterns related to forest age. *Glob. Change Biol.* 10: 2052-2077.

Primack R.B. & Miller-Rushing A.J. (2009) The role of botanical gardens in climate change research. *New Phytol.* 182: 303-313.

REINFORCE (RÉseau INFrastructure de recherche pour le suivi et l'adaptation des FORêts au Changement climatiquE) : http://reinfforce.iefc.net/

RMT AFORCE, ClimEssences : https://climessences.fr/node/2
Sow M.D. *et al.* (2021) RNAi suppression of DNA methylation affects the drought stress response and genome integrity in transgenic poplar. *New Phytol.* 232: 80-97.
Yachi S. & Loreau M. (1999) Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 96: 1463-1468.

ANNEXE 2
Face aux scénarios du GIEC les vulnérabilités et les atouts de la forêt française

Le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) est un organisme intergouvernemental créé en 1988 et placé sous l'égide de l'Organisation des Nations unies (ONU), qui rassemble des experts de 195 États membres. Il a pour mission d'évaluer les données scientifiques, techniques et socio-économiques en vue de comprendre les causes et les conséquences des changements climatiques globaux, et d'envisager d'éventuelles stratégies d'adaptation et d'atténuation.

Les prévisions du GIEC pour le climat mondial

Le GIEC a publié le premier des trois volets de son sixième rapport le 9 août 2021 ; le précédent datait de 2013. Les conclusions sont sans ambiguïté : le réchauffement climatique touche l'ensemble de la planète à une vitesse beaucoup plus rapide que prévu initialement et continue à s'accélérer. La température moyenne à l'échelle du globe s'est élevée d'environ 1,1°C depuis la période 1850-1900 et devrait atteindre 1,5°C dès 2030. Plus localement, le réchauffement peut dépasser de beaucoup cette moyenne sur les terres émergées et même excéder le double dans l'Arctique. La responsabilité humaine dans le réchauffement climatique est désormais « sans équivoque » : la concentration en CO_2 de l'atmosphère dépasse les 0,04 % depuis 2011, un niveau jamais atteint depuis 2 millions d'années.

Ce réchauffement s'accompagne de conséquences dévastatrices et irréversibles pour la planète :

- le niveau des océans s'est élevé de 20 cm depuis un siècle et pourrait gagner 1 à 2 m d'ici 2100, selon la vitesse à laquelle la fonte des calottes glaciaires va se produire ; les zones littorales seront les plus touchées par l'érosion et les submersions ;

- les épisodes caniculaires seront plus nombreux, les saisons chaudes plus longues et les saisons froides plus courtes ; le seuil de tolérance de nombreux végétaux sera régulièrement dépassé ;

- l'intensification du cycle de l'eau va provoquer des précipitations plus intenses avec des inondations, et des sécheresses plus sévères dans de nombreuses régions ; les conditions sèches, chaudes et venteuses vont favoriser les feux de forêt qui seront de plus en plus graves ;

- la répartition des pluies va être modifiée, avec une plus grande abondance aux hautes latitudes et une raréfaction dans la zone intertropicale ;

- le dégel des pergélisols va s'amplifier et les manteaux neigeux saisonniers vont disparaître dans de nombreuses régions ;

- le réchauffement des masses océaniques va s'accentuer, amplifiant l'acidification des eaux et la baisse de la concentration en oxygène.

Cinq scénarios sont retenus dans le dernier rapport, issu de l'analyse de plus de 14 000 publications scientifiques ; du plus optimiste au plus pessimiste :

SSP1-1.9 (zéro émission de CO_2 vers 2050). Seul scénario permettant de respecter l'objectif de l'Accord de Paris sur le climat, il prévoit une stabilisation de la hausse des températures autour de 1,4°C à la fin du siècle. Les phénomènes météorologiques violents seront plus fréquents mais le désastre sera évité.

SSP1-2.6 (zéro émission de CO_2 après 2050). Il prévoit une stabilisation de la hausse des températures autour de 1,8°C à la fin du siècle.

SSP2-4.5 (pas de diminution des émissions de CO_2 avant 2050, zéro émission à partir de 2100). Il prévoit une stabilisation de la hausse des températures autour de 2,7°C avant la fin du siècle.

SSP3-7.0 (trajectoire actuelle : les émissions de CO_2 continuent d'augmenter avec doublement d'ici 2100). À la fin du siècle, les températures auront augmenté de 3,6°C.

SSP5-8.5 (doublement des émissions de CO_2 d'ici 2050). Scénario du pire, il prévoit une augmentation moyenne de la température de 4,4°C à la fin du siècle et une « catastrophe » climatique.

Quel que soit le scénario, le réchauffement climatique se poursuivra pendant au moins quelques décennies et s'accompagnera d'une augmentation du niveau marin pendant des centaines ou des milliers d'années.

Trois points de bascule au-delà desquels les conséquences des changements climatiques seraient irréversibles ont été identifiés : la fonte de la calotte glaciaire, un brusque changement des courants marins et un dépérissement généralisé des forêts.

Les forêts françaises risquent de dépérir…

Si à la fin du XX^{e} siècle, la hausse de la teneur atmosphérique en CO_2 avait initialement favorisé la croissance des arbres en stimulant la photosynthèse et en allongeant la saison végétative, on assiste aujourd'hui à un déclin de cette croissance chez de nombreuses espèces, principalement en raison du manque d'eau, matière première fondamentale de la photosynthèse. Les forêts sont plus sensibles à la récurrence des sécheresses qu'à leur intensité ; cette sensibilité dépend étroitement de l'espèce considérée, des conditions stationnelles où elle se trouve et de l'âge des individus. La défaillance hydraulique est la principale cause de dépérissement forestier : elle expose l'arbre à une diminution de sa croissance, à la dégradation de son état phytosanitaire, à une plus grande vulnérabilité aux bio-agresseurs et à une probabilité de mortalité plus importante. Le dépérissement sera d'autant plus important que l'écosystème aura été fragilisé par des pratiques sylvicoles inadaptées (par exemple, plantation d'essences en l'absence ou à la limite de leur niche écologique, densité de plantation inadaptée à la disponibilité en ressources, techniques d'exploitation altérant la fertilité des sols).

… mais elles sont aussi une partie de la solution !

La forêt et la filière bois participent à la lutte contre le réchauffement climatique selon la règle des 3 S :

- *séquestration* : la photosynthèse permet de fixer le CO_2 atmosphérique pour le transformer en matières organiques qui constituent les tissus de l'arbre (biomasse, dont au moins un tiers est constitué par les racines) et s'incorporent aux sols (par exemple *via* les feuilles mortes et les exsudats racinaires) ;

- *stockage* : les produits végétaux comme le bois conservent le carbone qui a été séquestré pendant toute leur durée de vie ; ainsi 1 m^3 de bois de chêne stocke 1 tonne de CO_2 ;

- *substitution* : les produits végétaux peuvent se substituer à des matériaux plus énergivores ou plus émetteurs de CO_2 lors de leur fabrication, ainsi qu'aux combustibles non renouvelables.

Plus encore que d'accroître la superficie de terre boisée, il est primordial de conserver la surface forestière existante et de la gérer durablement de manière à maintenir, voire à renforcer, sa capacité à séquestrer et à stocker le CO_2, gaz à effet de serre quantitativement le plus important. C'est tout l'enjeu de l'adaptation des forêts aux changements climatiques. Or adapter suppose de favoriser un écosystème forestier en bon état de fonctionnement, tout en réduisant les risques d'exposition aux différents aléas associés aux changements climatiques : bioagresseurs, incendies et tempêtes.

Combattre quelques idées reçues…

« La forêt est le principal puits de carbone »

FAUX Ce sont les océans et plus particulièrement le plancton marin qui constituent le principal puits de carbone de la planète. Parmi les écosystèmes terrestres, les tourbières et les prairies fixent autant de CO_2 qu'une forêt. Dans certains cas, la forêt peut même devenir une source de CO_2, quand elle est soumise à des incendies ou à des tempêtes, ou après une coupe à blanc.

« Les essences à croissance rapide fixent davantage de carbone que les arbres à croissance lente »

FAUX Les essences pionnières comme les bouleaux, les saules ou les peupliers absorbent relativement peu de CO_2 et, surtout, le libèrent facilement. Au contraire, les essences à bois dur et dense, de croissance plus lente, fixent durablement de grandes quantités de CO_2.

« En forêt ce sont les arbres qui stockent le plus de carbone »

FAUX Tous les organismes chlorophylliens participent à la séquestration directe du CO_2 de l'air : arbres, arbustes, plantes herbacées et mousses. Mais l'essentiel du carbone est ensuite stocké sous forme organique dans le sol forestier (selon un rapport plantes/sol de 43/57 % en moyenne) et dans la biomasse des organismes consommateurs et décomposeurs. Les arbres sont un des points d'entrée du carbone dans l'écosystème, mais ne sont pas le principal réservoir en forêt.

« Ce sont les peuplements jeunes en pleine croissance qui fixent le plus de CO_2 »

FAUX Une plantation forestière sur coupe à blanc peut continuer à émettre davantage de CO_2 qu'elle n'en fixe pendant plus de 10 ans. S'il est vrai que le rendement de la photosynthèse diminue lorsque l'arbre atteint sa maturité, le carbone représente néanmoins entre 20 et 50 % de sa biomasse en moyenne. De plus, le carbone de sa litière et de son bois mort est recyclé par les organismes décomposeurs qui l'incorporent au sol, dans lequel il s'accumule de manière quasi linéaire avec le temps, si bien que les vieilles forêts en évolution libre séquestrent et stockent davantage de carbone que les forêts plus jeunes.

« La forêt émet autant de CO_2 qu'elle en séquestre »

FAUX Mis à part les jeunes plantations de moins de 30 ans qui peuvent même émettre davantage de CO_2 qu'elles n'en fixent, et en dehors de quelques cas particuliers (forêts très perturbées), le bilan carbone d'un écosystème forestier en conditions non limitantes est toujours en faveur de la séquestration, car le taux global de respiration des organismes hétérotrophes reste très inférieur au taux global de photosynthèse des organismes chlorophylliens. Les plantes elles-mêmes respirent et produisent donc du CO_2, mais la quantité produite est très inférieure à celle prélevée par la photosynthèse.

Références

Anderson-Teixeira K.J. *et al.* (2021) Carbon cycling in mature and regrowth forests globally. *Environ. Res. Lett.* 16: 053009.

Chen, S.P. *et al.* (2018) Plant diversity enhances productivity and soil carbon storage. *Proc. Nat. Acad. Sci. USA* 115: 4027-4032.

Deng L. *et al.* (2021) Drought effects on soil carbon and nitrogen dynamics in global natural ecosystems. *Earth Sci. Rev.* 214: 103501.

Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) : https://www.ipcc.ch/languages-2/francais/

Jackson R.B. *et al.* (2017) The Ecology of soil carbon: pools, vulnerabilities, and biotic and abiotic controls. *Annu. Rev. Ecol. Evol. System.* 48: 419-445.

Jiang M.K. *et al.* (2020) The fate of carbon in a mature forest under carbon dioxide enrichment. *Nature* 580: 227–231.

Noormets A. *et al.* (2015) Effects of forest management on productivity and carbon sequestration: a review and hypothesis. *For. Ecol. Manage.* 355: 124-140.

Pilli R. *et al.* (2017) The European forest sector: past and future carbon budget and fluxes under different management scenarios. *Biogeosciences* 14: 2387-2405.

Scharlemann J.P.W. *et al.* (2014) Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Manage.* 5: 81-91.

Terrer C. *et al.* (2021) A trade-off between plant and soil carbon storage under elevated CO_2. *Nature* 591: 599–603.

Thom D. & Seidl R. (2016) Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests. *Biol. Rev.* 91: 760-781.

ANNEXE 3
Les essences promues par l'État pour l'adaptation des forêts aux changements climatiques

En application de la loi d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt (loi n°2014-1170 du 13 octobre 2014) et de l'article L.122-1 du code forestier, chaque région s'est dotée d'un Programme régional de la forêt et du bois (PRFB), qui fixe les orientations de la gestion forestière et de la filière forêt-bois pour une période de 10 ans. Les arrêtés préfectoraux mettant en œuvre les PRFB sont tous disponibles pour la France métropolitaine (sauf pour la Corse, l'arrêté préfectoral n'étant pas encore pris à la date de rédaction du présent livre blanc). Dans chaque région, c'est le service instructeur de l'État (Direction régionale de l'alimentation, de l'agriculture et de la forêt – DRAAF) qui a préparé la liste régionale à partir d'une liste nationale de Matériels forestiers de reproduction (MFR). Aucune liste n'a fait l'objet d'une validation scientifique préalable.

Les listes qui suivent compilent les essences des 12 listes régionales de France métropolitaine. Elles distinguent les essences feuillues des essences résineuses selon la terminologie utilisée dans les listes. Ainsi, les feuillus correspondent, d'un point de vue botanique, aux Angiospermes, que le feuillage soit caduc ou persistant ; et les « résineux » correspondent aux Gymnospermes, que le feuillage soit persistant ou non et que le bois soit résineux ou non. Les erreurs orthographiques et taxonomiques des listes originales ont été volontairement corrigées pour les besoins de cette publication.

Liste des essences exotiques
(par ordre alphabétique)

Colonne 1 : nom scientifique et autorité

Colonne 2 : nom vernaculaire français

Colonne 3 : famille botanique

Colonne 4 : région(s) d'origine (AfN : Afrique du Nord ; AmN : Amérique du Nord ; AsieW : Proche-Orient (Turquie, Liban, Syrie) ; Aust : Australie ; EuC : Europe centrale ; EuM : Europe méditerranéenne (hors péninsule Ibérique) et Balkans ; ExtO : Extrême-Orient (Chine, Japon, Corée) ; PI : Péninsule Ibérique.

Colonne 5 : région(s) où l'essence est éligible à subvention publique, avec parfois des restrictions géographiques ou stationnelles : ARA : Auvergne-Rhône-Alpes ; B : Bretagne ; BFC : Bourgogne-Franche-Comté ; CVdL : Centre-Val de Loire ; GE : Grand Est ; HdF : Hauts-de-France ; IdF : Île-de-France ; N : Normandie ; NA : Nouvelle-Aquitaine ; Occ : Occitanie / Pyrénées-Méditerranée ; PACA : Provence-Alpes-Côte d'Azur ; PdL : Pays de la Loire.

Les régions où la même essence figure sur la liste régionale des espèces exotiques envahissantes (EEE) établie par le Conservatoire botanique national compétent sont repérées par un astérisque * ; les parenthèses signifient que l'espèce est listée comme EEE ailleurs sur le territoire français (*), dans un autre pays européen (#) ou dans une région tempérée d'un autre continent (§) où elle a été introduite.

Essences exotiques feuillues

Betula alleghaniensis Britton	Bouleau jaune	Bétulacées	AmN	CVdL, HdF
Carya cordiformis (Wangenh.) K.Koch	Caryer cordiforme, Pacanier des rivières	Juglandacées	AmN	CVdL
Diospyros virginiana L.	Plaqueminier de Virginie	Ebenacées	AmN	CVdL (§)
Eucalyptus globulus Labill.	Gommier bleu	Myrtacées	Aust	Occ, PdL, PACA*
Eucalyptus gunnii Hook.f.	Gommier à cidre	Myrtacées	Aust	NA, Occ, PdL, PACA*
Eucalyptus nitens (H.Deane & Maiden) Maiden	Gommier brillant	Myrtacées	Aust	NA, Occ, PdL, PACA*
Fraxinus mandshurica Rupr.	Frêne de Mandchourie	Oléacées	ExtO	CVdL
Juglans nigra L.	Noyer noir	Juglandacées	AmN	ARA, BFC, B, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA*, Occ, PdL, PACA
Liquidambar orientalis Mill.	Copalme d'orient, Storax	Hamamélidacées	AsieW	CVdL
Liquidambar styraciflua L.	Copalme d'Amérique, Liquidambar	Hamamélidacées	AmN	ARA, CVdL, Occ
Liriodendron tulipifera L.	Tulipier de Virginie	Magnoliacées	AmN	ARA, BFC, B, CVdL, HdF, N, NA, Occ
Morus alba L.	Mûrier blanc	Moracées	ExtO	CVdL (§)
Nyssa sylvatica Marshall	Gommier noir, Tupélo	Nyssacées	AmN	CVdL
Platanus orientalis L.	Platane oriental	Platanacées	AsieW	GE
Prunus dulcis (Mill.) D.A.Webb	Amandier	Rosacées	AsieW	Occ

Pterocarya fraxinifolia (Poir.) K.Koch	Noyer du Caucase	Juglandacées	AsieW	CVdL (*)
Quercus afares Pomel	Chêne afarès	Fagacées	AfN	CVdL
Quercus canariensis Willd.	Chêne zéen, Chêne des Canaries	Fagacées	PI, AfN	CVdL
Quercus faginea Lam.	Chêne faginé, Chêne du Portugal	Fagacées	PI, AfN	CVdL
Quercus frainetto Ten.	Chêne de Hongrie	Fagacées	EuC	ARA, CVdL, HdF
Quercus macranthera Fisch. & C.A.Mey. ex Hohen	Chêne de Perse, Chêne du Caucase	Fagacées	AsieW	CVdL, HdF
Quercus nigra Willd.	Chêne noir, Chêne d'eau	Fagacées	AmN	CVdL
Quercus rubra L.	Chêne rouge d'Amérique	Fagacées	AmN	ARA, BFC*, B, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA*, Occ*, PdL
Quercus vulcanica Boiss. & Heldr. ex Kotschy	Chêne de Kasnak	Fagacées	AsieW	CVdL,
Robinia pseudoacacia L.	Robinier faux acacia	Fabacées	AmN	ARA*, BFC*, B*, CVdL*, GE*, HdF*, IdF*, N*, NA*, Occ*, PdL*, PACA*
Sassafras albidum (Nutt.) Nees	Laurier des Iroquois	Lauracées	AmN	CVdL
Styphnolobium japonicum (L.) Schott	Sophora du Japon	Fabacées	ExtO	CVdL
Tilia tomentosa Moench	Tilleul argenté	Tiliacées	AsieW	Occ
Zelkova serrata (Thunb.) Makino	Orme de Sibérie	Ulmacées	ExtO	CVdL (§)

Essences exotiques résineuses

Abies bornmuelleriana Mattfd.	Sapin de Bornmuller	Pinacées	AsieW	ARA, BFC, CVdL, GE, HdF, NA, Occ, PdL, PACA
Abies cephalonica Loud.	Sapin de Céphalonie	Pinacées	EuM	ARA, BFC, GE, NA, Occ, PACA
Abies cilicica (Antoine & Kotschy) Carrière	Sapin de Cilicie	Pinacées	AsieW	CVdL
Abies concolor (Gordon) Lindl. ex Hildebr.	Sapin du Colorado	Pinacées	AmN	ARA, CVdL
Abies grandis (Douglas ex D.Don) Lindl.	Sapin de Vancouver	Pinacées	AmN	BFC, GE, HdF, NA, Occ
Abies lowiana (Gordon) A.Murray	Sapin de la Sierra Nevada	Pinacées	AmN	CVdL
Abies nordmanniana (Stev.) Spach	Sapin de Nordmann	Pinacées	AsieW	ARA, BFC, B, CVdL, GE, HdF, NA, Occ
Abies pinsapo Boiss.	Sapin d'Espagne, Sapin pinsapo	Pinacées	PI, AfN	ARA, Occ, PACA
Abies procera Rehder	Sapin noble	Pinacées	AmN	ARA, BFC, GE, HdF, Occ
Abies lasiocarpa (Hook.) Nutt.	Sapin des Rocheuses	Pinacées	AmN	ARA
Calocedrus decurrens (Torr.) Florin.	Calocèdre, Cèdre à encens	Cupressacées	AmN	ARA, CVdL, GE, HdF
Cedrus atlantica (Endl.) Manetti ex Carriere	Cèdre de l'Atlas	Pinacées	AfN	ARA, BFC, B, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ*, PdL, PACA*
Cedrus libani A.Rich.	Cèdre du Liban	Pinacées	AsieW	ARA, IdF, Occ, PACA
Chamaecyparis lawsoniana (A.Murray bis) Parl.	Cyprès de Lawson	Cupressacées	AmN	BFC, HdF (§)

Cryptomeria japonica (Thunb. ex L.f.) D.Don	Cryptomère du Japon	Taxodiacées	ExtO	BFC, B, HdF (§)
Cupressus arizonica Greene.	Cyprès de l'Arizona	Cupressacées	AmN	BFC, HdF, Occ, PACA (§)
Larix kaempferi (Lamb.) Carrière	Mélèze du Japon	Pinacées	ExtO	Occ (#)
Metasequoia glyptostroboides H.H.Hu & W.C.Cheng	Sapin d'eau, Métaséquoia du Sichuan	Taxodiacées	ExtO	CVdL (§)
Picea omorika (Pancic) Purk	Epicéa de Serbie	Pinacées	EuM	ARA, GE
Picea orientalis (L.) Peterm.	Epicéa de Turquie	Pinacées	AsieW	ARA, GE
Picea sitchensis (Bong.) Carr.	Epicéa de Sitka	Pinacées	AmN	ARA, BFC, B, HdF, N, NA, Occ, PdL (#)
Pinus brutia Ten.	Pin de Calabre, Pin de Turquie	Pinacées	AsieW	ARA, NA, Occ, PACA
Pinus canariensis C.Sm	Pin des Canaries	Pinacées	AfN	Occ (§)
Pinus contorta Douglas ex Loudon	Pin tordu	Pinacées	AmN	ARA, Occ (#)
Pinus leucodermis Antoine	Pin des Balkans, Pin de Bosnie	Pinacées	EuM	ARA
Pinus nigra subsp. *nigra* Link	Pin noir d'Autriche	Pinacées	EuC	ARA*, BFC*, CVdL, GE, HdF, IdF, NA, Occ*, PdL, PACA*
Pinus nigra. subsp. *laricio*. var. *calabrica* (Poir.) Maire	Pin laricio de Calabre	Pinacées	EuM	ARA, BFC, B, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ, PdL, PACA
Pinus ponderosa Douglas ex C.Lawson	Pin jaune, Pin royal d'Amérique	Pinacées	AmN	CVdL, HdF (§)
Pinus radiata D.Don	Pin de Monterey	Pinacées	AmN	B, HdF, NA, PdL (§)
Pinus rigida Mill.	Pin rigide	Pinacées	AmN	CVdL
Pinus sabiniana Douglas ex D.Don	Pin gris de Californie	Pinacées	AmN	CVdL
Pinus strobus L.	Pin Weymouth	Pinacées	AmN	Occ (#)
Pinus taeda L.	Pin à encens	Pinacées	AmN	B, CVdL, N, NA, Occ, PdL (§)
Pseudotsuga menziesii (Mirb.) Franco	Douglas, Sapin de Douglas	Pinacées	AmN	ARA, BFC, B, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ, PdL, PACA (#)
Sequoia sempervirens (D.Don) Endl.	Séquoia toujours vert	Taxodiacées	AmN	ARA, BFC, B, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, PdL
Sequoiadendron giganteum (Lindl.) J.T.Buchholz	Séquoia géant	Taxodiacées	AmN	BFC, CVdL, GE, HdF
Thuja plicata Donn ex D.Don	Thuya de Lobb, Thuya géant	Cupressacées	AmN	BFC, B, CVdL, HdF, N, NA, PdL
Tsuga heterophylla (Rafn.) Sarg.	Pruche de l'Ouest	Pinacées	AmN	ARA, BFC, GE, HdF, NA (#)

Liste des essences indigènes (par ordre alphabétique)

Par « indigène », on entend ici une essence se trouvant spontanément sur le territoire français métropolitain ; cela inclut des essences pouvant être exotiques pour une région donnée (par exemple l'épicéa est indigène en montagne, mais exotique en plaine ; le chêne vert est indigène en France, mais exotique pour la région Île-de-France).

Colonne 1 : nom scientifique et autorité

Colonne 2 : nom vernaculaire français

Colonne 3 : famille botanique

Colonne 4 : région(s) où l'essence est éligible à subvention publique, avec parfois des restrictions géographiques ou stationnelles : ARA : Auvergne-Rhône-Alpes ; B : Bretagne ; BFC : Bourgogne-Franche-Comté ; CVdL : Centre-Val de Loire ; GE : Grand Est ; HdF : Hauts-de-France ; IdF : Île-de-France ; N : Normandie ; NA : Nouvelle-Aquitaine ; Occ : Occitanie / Pyrénées-Méditerranée ; PACA : Provence-Alpes-Côte d'Azur ; PdL : Pays de la Loire.

Essences indigènes feuillues

Acer campestre L.	Erable champêtre	Acéracées	ARA, BFC, B, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ, PdL, PACA
Acer monspessulanum L.	Erable de Montpellier	Acéracées	CVdL, NA, Occ, PACA
Acer opalus Mill.	Erable à feuilles d'obier	Acéracées	BFC, GE, HdF, Occ, PACA
Acer platanoides L.	Erable plane	Acéracées	ARA, BFC, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ, PdL, PACA
Acer pseudoplatanus L.	Erable sycomore	Acéracées	ARA, BFC, CVdL, GE, HdF, IdF, N*, NA, Occ, PdL*, PACA
Alnus cordata (Loisel.) Duby	Aulne à feuilles en cœur	Bétulacées	ARA, BFC, B, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ*, PdL, PACA
Alnus glutinosa (L.) Gaertn.	Aulne glutineux	Bétulacées	ARA, BFC, B, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ, PdL, PACA
Alnus incana L.	Aulne blanc	Bétulacées	ARA, BFC, GE, IdF, PACA
Betula pendula Roth	Bouleau verruqueux	Bétulacées	ARA, BFC, B, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ, PdL, PACA
Betula pubescens Ehrh.	Bouleau pubescent	Bétulacées	ARA, BFC, B, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ, PdL, PACA
Carpinus betulus L.	Charme	Bétulacées	ARA, BFC, B, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ, PdL, PACA
Castanea sativa Mill.	Châtaignier	Fagacées	ARA, BFC, B, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ, PdL, PACA
Celtis australis L.	Micocoulier de Provence	Ulmacées	CVdL, Occ
Fagus sylvatica L.	Hêtre	Fagacées	ARA, BFC, B, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ, PdL, PACA
Fraxinus angustifolia Vahl.	Frêne à feuilles étroites	Oléacées	Occ
Fraxinus excelsior L.	Frêne commun, Frêne élevé	Oléacées	Occ
Fraxinus ornus L.	Frêne à fleurs	Oléacées	Occ*, PACA
Juglans regia L.	Noyer commun, Noyer royal	Juglandacées	ARA, BFC, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ, PdL, PACA
Olea europaea L.	Olivier	Oléacées	Occ
Ostrya carpinifolia Scop.	Charme houblon, ostrier	Bétulacées	CVdL, PACA

Malus sylvestris Mill.	Pommier sauvage	Rosacées	ARA, BFC, B, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ, PdL, PACA
Populus alba L.	Peuplier blanc	Salicacées	Occ, PACA
Populus nigra L.	Peuplier noir	Salicacées	ARA, BFC, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ, PdL, PACA
Populus tremula L.	Tremble	Salicacées	ARA, BFC, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ, PdL, PACA
Prunus avium (L.) L.	Merisier	Rosacées	ARA, BFC, B, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ, PdL, PACA
Prunus mahaleb L.	Cerisier de Sainte-Lucie	Rosacées	CVdL, NA
Prunus padus L.	Cerisier à grappes	Rosacées	Occ, PACA
Pyrus communis L.	Poirier commun	Rosacées	IdF, Occ
Pyrus pyraster (L.) Burgsd.	Poirier sauvage	Rosacées	ARA, BFC, B, CVdL, GE, HdF, N, NA, PdL, PACA
Quercus cerris L.	Chêne chevelu	Fagacées	ARA, BFC, CVdL, GE, HdF, NA, Occ, PdL, PACA
Quercus ilex L.	Chêne vert	Fagacées	ARA, B, CVdL, IdF, NA, Occ, PdL, PACA
Quercus petraea (Mattus.) Liebl.	Chêne sessile	Fagacées	ARA, BFC, B, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ, PdL
Quercus pubescens Willd.	Chêne pubescent	Fagacées	ARA, BFC, B, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ, PdL, PACA
Quercus pyrenaica Willd.	Chêne tauzin	Fagacées	B, CVdL, NA, Occ, PdL
Quercus robur L.	Chêne pédonculé	Fagacées	ARA, BFC, B, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ, PdL
Quercus suber L.	Chêne liège	Fagacées	NA, Occ, PdL, PACA
Salix alba L.	Saule blanc	Salicacées	CVdL, HdF, NA, Occ
Salix caprea L.	Saule marsault	Salicacées	CVdL, NA, PdL
Sorbus aucuparia L.	Sorbier des oiseleurs	Rosacées	BFC, CVdL, HdF, IdF, N, NA, Occ, PdL, PACA
Sorbus aria (L.) Crantz	Alisier blanc	Rosacées	ARA, BFC, GE, HdF, IdF, Occ, PACA
Sorbus domestica L.	Cormier	Rosacées	ARA, BFC, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ, PdL, PACA
Sorbus latifolia K.Koch	Alisier de Fontainebleau	Rosacées	HdF, N
Sorbus torminalis (L.) Crantz	Alisier torminal	Rosacées	ARA, BFC, B, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ, PdL, PACA
Tilia cordata Mill.	Tilleul à petites feuilles	Tiliacées	ARA, BFC, B, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ, PdL, PACA
Tilia platyphyllos Scop.	Tilleul à grandes feuilles	Tiliacées	ARA, BFC, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ, PdL, PACA
Ulmus glabra Huds.	Orme de montagne	Ulmacées	BFC, GE, Occ
Ulmus laevis Pall.	Orme lisse	Ulmacées	BFC, GE, HdF, Occ
Ulmus minor Mill.	Orme champêtre	Ulmacées	BFC, CVdL, GE, HdF, IdF, Occ

Essences indigènes résineuses

Abies alba Mill.	Sapin pectiné, Sapin blanc	Pinacées	ARA, BFC, B, GE, HdF, N, NA, Occ, PdL, PACA
Cupressus sempervirens L.	Cyprès vert, Cyprès d'Italie	Cupressacées	Occ, PACA
Juniperus communis L.	Genévrier commun	Cupressacées	CVdL, PdL
Larix decidua Mill.	Mélèze d'Europe	Pinacées	ARA, BFC, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ, PACA
Picea abies (L.) Karst	Epicéa commun	Pinacées	ARA, BFC, GE, NA, Occ, PACA
Pinus cembra L.	Pin cembro	Pinacées	ARA, Occ, PACA
Pinus halepensis Mill.	Pin d'Alep	Pinacées	ARA, Occ, PACA
Pinus mugo subsp. *uncinata* (Ramond ex DC.) Domin	Pin à crochets	Pinacées	ARA, Occ, PACA
Pinus nigra. subsp. *laricio*. var. *corsicana* (Poir.) Maire	Pin laricio de Corse	Pinacées	ARA, BFC, B, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ, PdL, PACA
Pinus nigra subsp. *salzmannii* Dunal	Pin de Sazmann	Pinacées	ARA, BFC, CVdL, GE, HdF, NA, Occ, PdL, PACA
Pinus pinaster Ait.	Pin maritime	Pinacées	ARA, BFC, B, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ, PdL, PACA
Pinus pinea L.	Pin pignon, Pin parasol	Pinacées	ARA, B, NA, Occ, PdL, PACA
Pinus sylvestris L.	Pin sylvestre	Pinacées	ARA, BFC, B, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ, PdL, PACA
Taxus baccata L.	If commun	Taxacées	B, CVdL, HdF, IdF, N, PdL

Liste des essences d'origine hybride (par ordre alphabétique)

Toutes les essences d'origine hybride ont au moins un parent exotique extra-européen.

Colonne 1 : nom scientifique et autorité

Colonne 2 : nom vernaculaire français

Colonne 3 : famille botanique

Colonne 4 : région(s) où l'essence est éligible à subvention publique, avec parfois des restrictions géographiques ou stationnelles : ARA : Auvergne-Rhône-Alpes ; B : Bretagne ; BFC : Bourgogne-Franche-Comté ; CVdL : Centre-Val de Loire ; GE : Grand Est ; HdF : Hauts-de-France ; IdF : Île-de-France ; N : Normandie ; NA : Nouvelle-Aquitaine ; Occ : Occitanie / Pyrénées-Méditerranée ; PACA : Provence-Alpes-Côte d'Azur ; PdL : Pays de la Loire

Castanea sativa x *crenata*[1]	Châtaignier hybride	Fagacées	HdF, IdF
Eucalyptus gunnii x *dalrympleana*[2]	Eucalyptus Gundal	Myrtacées	NA, Occ, PdL, PACA
Eucalyptus spp.[3]	Eucalyptus	Myrtacées	PdL, PACA
Juglans major x *regia* L.[1]	Noyer hybride	Juglandacées	ARA, BFC, B, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ, PdL, PACA
Juglans nigra x *regia* L.[1]	Noyer hybride	Juglandacées	ARA, BFC, B, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ, PdL, PACA
Larix x *eurolepis* A.Henry [1]	Mélèze hybride	Pinacées	ARA, BFC, CVdL, GE, HdF, IdF, N, NA, Occ, PACA
Platanus x *hispanica*[1]	Platane hybride	Platanacées	CVdL
Populus spp.[4]	Peuplier	Salicacées	ARA, BFC, B, CVdL, GE*, HdF, IdF, N, NA*, Occ*, PdL, PACA
Ulmus cv résistants[5]	Orme résistant	Ulmacées	HdF, IdF, N, NA

[1] Hybride spontané issu du croisement en plantation artificielle de deux parents, l'un d'origine eurasiatique, l'autre issu d'un autre continent.

[2] Hybride naturel d'origine exotique : les deux parents s'hybrident spontanément *in natura* en Australie, d'où a été importé l'hybride.

[3] Les listes des deux régions concernées ne précisent pas d'espèce, laissant potentiellement la liberté d'introduire n'importe quelle espèce d'eucalyptus. Ici nous avons considéré qu'il s'agissait nécessairement d'une des quatre espèces d'eucalyptus figurant dans les autres listes.

[4] Clones de cultivars d'origine hybride sélectionnés génétiquement. Chaque PRFB présente en annexe une liste de cultivars éligibles à subvention.

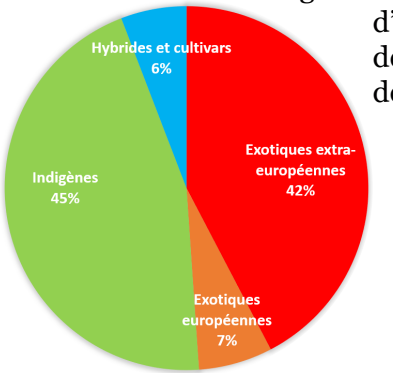
[5] Cultivars d'ormes résistants à la graphiose issus de l'amélioration génétique. Il s'agit des cultivars d'origine hybride « Nanguen » (Lutèce®) et « Wanoux » (Vada®).

Références légales : arrêtés préfectoraux relatifs à la fixation des matériels forestiers de reproduction éligibles aux aides de l'État sous forme de subventions ou d'aides fiscales pour le boisement, le reboisement et les boisements compensateurs après défrichement.

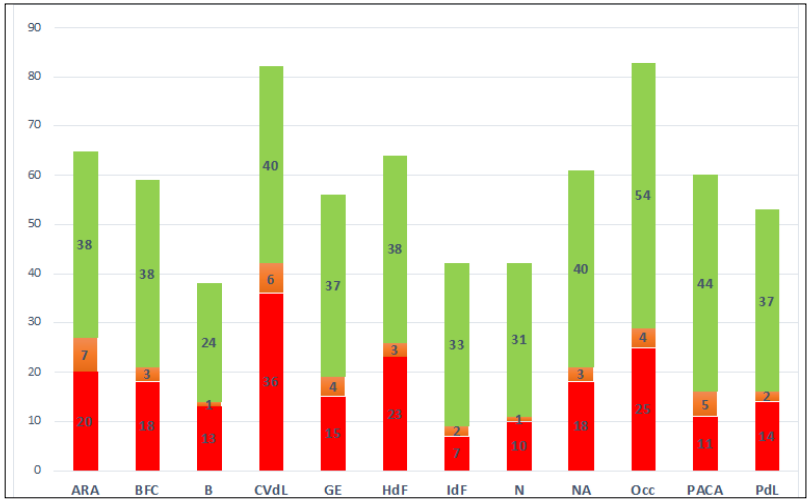
Auvergne-Rhône-Alpes : arrêté n° 21-130 du 07 avril 2021
Bourgogne-Franche-Comté : arrêté du 9 novembre 2020
Bretagne : arrêté du 21 novembre 2019
Centre-Val de Loire : arrêté du 22 février 2021
Grand Est : arrêté du 15 janvier 2021
Hauts-de-France : arrêté du 5 mars 2021
Île-de-France : arrêté du 15 juillet 2019
Normandie : arrêté du 10 mai 2021
Nouvelle-Aquitaine : arrêté du 8 février 2021
Occitanie : arrêté du 30 décembre 2020
Provence-Alpes-Côte d'Azur : arrêté du 15 février 2021
Pays de la Loire : arrêté du 27 novembre 2020

La place des essences exotiques dans ces listes régionales

À l'échelle nationale, les essences exotiques représentent environ la moitié des essences éligibles à subvention, même si toutes les listes régionales comprennent une majorité d'essences indigènes, en dehors de celle de la région Centre-Val de Loire.

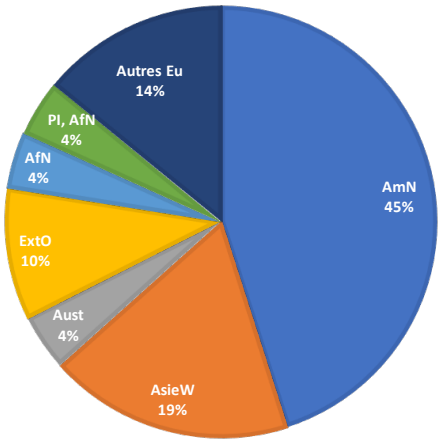


Répartition des essences éligibles à subvention à l'échelle de la France métropolitaine (hors Corse).



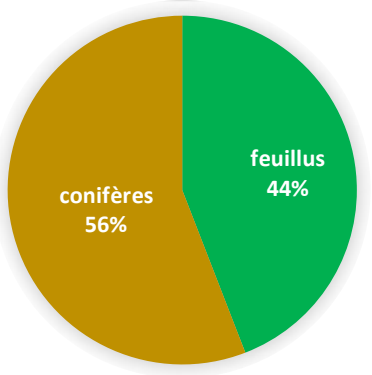
Nombre d'essences indigènes (vert) et exotiques, européennes (orange) ou extra-européennes (rouge), sur les listes régionales d'essences éligibles à subvention. ARA : Auvergne-Rhône-Alpes ; B : Bretagne ; BFC : Bourgogne-Franche-Comté ; CVdL : Centre-Val de Loire ; GE : Grand Est ; HdF : Hauts-de-France ; IdF : Île-de-France ; N : Normandie ; NA : Nouvelle-Aquitaine ; Occ : Occitanie / Pyrénées-Méditerranée ; PACA : Provence-Alpes-Côte d'Azur ; PdL : Pays de la Loire.

Concernant les essences exotiques, la majorité sont originaires d'Amérique du Nord. Les essences originaires du Proche-Orient viennent en deuxième position. Les essences provenant d'autres régions européennes n'arrivent qu'en troisième position.



Région d'origine des essences exotiques éligibles à subvention. AfN : Afrique du Nord ; AmN : Amérique du Nord ; AsieW : Proche-Orient (Turquie, Liban, Syrie) ; Aust : Australie ; Autres Eu : Europe centrale et méditerranéenne (hors péninsule Ibérique) ; ExtO : Extrême-Orient (Chine, Japon, Corée) ; PI : Péninsule Ibérique.

Parmi les essences exotiques, la majorité sont des « résineux » (conifères), les autres étant des feuillus à feuilles caduques ou persistantes. Dans les faits, 80 % des forêts plantées ces dernières années sont résineuses selon l'Inventaire forestier national.



Répartition des essences exotiques éligibles à subvention entre conifères (« résineux ») et feuillus.

ANNEXE 4
Glossaire

Acclimatation : réponse individuelle d'un organisme lui permettant de supporter un changement parfois abrupt de son environnement (par exemple un arbre américain ou asiatique planté en Europe).

Adaptation (biologique) : résultat d'un processus évolutif conférant à un groupe d'organismes une caractéristique qui favorise leur survie ou leur reproduction par le biais de la sélection naturelle (voir évolution biologique).

Amplitude écologique : gamme de variation d'un facteur écologique en dehors de laquelle l'espèce ne peut survivre. Elle est déterminée par les limites de tolérance physiologique de l'espèce à ce facteur.

Arbre : plante terrestre possédant un tronc et dépassant 7 m de haut à l'état adulte.

Arbuste : plante terrestre possédant généralement un tronc haut de 4 à 7 m à l'état adulte.

Bioagresseurs : organismes vivants attaquant une plante, incluant notamment les parasites, les pathogènes et les ravageurs.

Biodiversité : diversité des formes de vie et de leurs interactions aux échelles du génome, de l'espèce et de l'écosystème.

Biome : à l'échelle continentale, ensemble d'écosystèmes caractérisés par des conditions climatiques proches et par la présence d'organismes adaptés à ces conditions particulières (ex : forêts feuillues caducifoliées ou mixtes sous climat tempéré, forêts sempervirentes ou semi-caducifoliées sous climat tropical, forêt de conifères sous climat boréal, savanes sous climat aride…).

Biotique : relatif à l'activité des organismes vivants.

Canopée : étage supérieur de la végétation dans une forêt, formé par les houppiers des arbres.

Capacité germinative : faculté d'une graine à germer. Elle détermine la capacité d'une espèce à se régénérer naturellement.

Chablis : arbre déraciné couché à terre (par le vent par exemple).

Chancre : lésion nécrotique de l'écorce et du bois causée au niveau du tronc ou d'une branche par une bactérie, une algue ou un champignon pathogène.

Climat méditerranéen : climat caractérisé par des étés chauds, des hivers doux, un ensoleillement important, des précipitations de fréquence et d'intensité irrégulières et des vents violents fréquents.

Co-évolution : évolution conjointe de plusieurs espèces qui s'influencent mutuellement.

Collet : zone de transition entre la tige ou le tronc et les racines.

Conifères : classe de végétaux se reproduisant par l'intermédiaire de structures appelées cônes (comme la « pomme » de pin ou la « baie » de genièvre). D'un point de vue botanique, ils appartiennent aux Gymnospermes.

Cortège d'espèces : ensemble d'espèces ayant des caractéristiques écologiques communes et fréquemment rencontrées ensemble.

Coupe à blanc (ou coupe rase) : pratique sylvicole impliquant l'abattage de la totalité des arbres sur une surface donnée, souvent supérieure à un hectare.

Cycle biogéochimique : pour un élément chimique donné (carbone, azote, phosphore par exemple), ensemble des processus de transport, d'échange et de stockage de cet élément entre les quatre grands réservoirs que sont la biosphère (= les êtres vivants), l'atmosphère (= l'air), l'hydrosphère (= l'eau) et la géosphère (= le sol et la roche), et des transformations subies au sein de ces réservoirs.

Cycle sylvicultural : transformations cycliques artificielles se substituant aux cycles sylvigénétiques en forêt de production, interrompant précocement la phase de maturation par une coupe partielle ou totale (coupe rase), immédiatement suivie d'une phase de régénération naturelle ou artificielle (par plantation).

Cycle sylvigénétique : transformations cycliques naturelles d'une forêt sauvage au cours du temps, alternant des phases progressives (régénération, croissance, maturation) et régressives (sénescence, dégradation ou effondrement).

Cynips : groupe de guêpes de petite taille pondant leurs œufs dans des tissus végétaux, engendrant ainsi la formation de galles.

Dilution (effet de) : en épidémiologie, l'effet de dilution désigne la diminution du risque de contracter une infection lorsque les hôtes sont mélangés à des individus résistants. Appliqué à l'étude des maladies des végétaux, il désigne la réduction du taux d'attaque par les bioagresseurs grâce au mélange d'espèces, comparativement à un peuplement pur. (Antonyme : effet d'amplification).

Dis-service : voir service écosystémique.

Dormant : dont la croissance et le développement sont temporairement interrompus de manière génétiquement programmée, mais qui pourront reprendre après intervention de facteurs environnementaux capables de « lever » cette dormance.

Drageon : tige souterraine produite à partir d'une racine et donnant directement naissance à un nouvel arbre/arbuste génétiquement identique à celui auquel appartient cette racine (clone).

Écologie : science qui étudie les relations entre les êtres vivants et leur environnement.

Écophysiologie : science qui étudie les liens entre le fonctionnement des êtres vivants et leur environnement.

Écosystème : ensemble constitué des organismes vivants dans un milieu naturel donné à un moment donné, des facteurs de leur habitat (sol, climat…) et de leurs interactions.

Édaphique : qui a trait aux propriétés du sol.

Endémique : 1. Désigne une espèce ou un groupe d'espèces propre à une région donnée qu'on ne trouve nulle part ailleurs. 2. Qualifie une maladie qui sévit en permanence dans une région donnée.

Ennemis naturels : organismes prédateurs, parasites ou pathogènes d'une espèce donnée, pouvant participer à un service écosystémique de biocontrôle.

Épigénétique : science étudiant l'influence de l'environnement sur l'expression des gènes (épigénome).

Épimutation : modification réversible, transmissible (lors des divisions cellulaires) et adaptative de l'épigénome ayant pour conséquence une modification de l'expression de certains gènes.

Équien : en foresterie, un peuplement équien est un peuplement où tous les arbres ont le même âge (antonyme : inéquien).

Équilibre sylvo-cynégétique : stade dynamique rendant compatibles d'une part, la présence durable d'une faune sauvage riche et variée et, d'autre part, la pérennité et la rentabilité économique des activités sylvicoles (art. L425-5 du Code de l'environnement). Lorsque le gibier est en trop forte densité, la prédation sur les graines et les jeunes arbres ne permet plus la régénération de la forêt : on parle de déséquilibre sylvo-cynégétique.

Érosion (sols) : processus de dégradation et de transformation des sols sous l'effet d'agents externes (climat, conditions météorologiques, inondations, activité biotique, activités humaines).

Espèce exotique envahissante (= espèce « invasive ») : espèce exotique se mettant à proliférer de manière incontrôlable au point de modifier le fonctionnement de l'écosystème, avec éventuellement des impacts négatifs, écologiques, économiques, sociaux ou sanitaires.

Essence objectif : essence économiquement intéressante favorisée, par régénération naturelle et/ou artificielle, au sein d'une parcelle forestière pour devenir sur le long terme l'essence principalement exploitée sur cette parcelle (donc dominant le peuplement).

Eutrophisation : processus d'accumulation de nutriments (principalement l'azote ou le phosphore) dans un milieu donné, transformant le fonctionnement des écosystèmes de ce milieu et favorisant certaines espèces banales, souvent de grande taille.

Évolution (biologique) : changements dans la structure génétique des populations au cours du temps, sous l'effet du hasard et de la sélection naturelle.

Exotique : une espèce est définie comme exotique dans une région donnée lorsque sa présence dans cette région n'est pas spontanée, mais résulte d'une introduction par l'Homme, volontaire ou accidentelle, directe ou indirecte.

Feuillus : type d'arbre portant des feuilles plutôt que des aiguilles (par opposition à la plupart des conifères). D'un point de vue botanique, ils appartiennent aux Angiospermes à quelques exceptions près.

Forme sexuée/asexuée : certains organismes, notamment de nombreux champignons, se présentent sous plusieurs formes au cours de leur cycle de vie. Certaines de ces formes sont capables de se reproduire de façon sexuée (production de gamètes ou cellules équivalentes fusionnant pour former un nouvel individu) tandis que d'autres ne peuvent se reproduire que par clonage ou par des phénomènes équivalents (formes asexuées).

Forêt : type de végétation dominé par des arbres.

Forêt alluviale : forêt située en zone inondable à proximité d'un cours d'eau, qui héberge souvent une importante biodiversité.

Friche : type de végétation s'installant spontanément sur une parcelle où les activités humaines ont cessé, et dominée par des espèces aimant la lumière (héliophiles) et des espèces de milieux perturbés (rudérales).

Généraliste : organisme ayant une large amplitude écologique pour un ou plusieurs facteurs écologiques considérés. (Antonyme : spécialiste).

Génotype : ensemble des caractéristiques génétiques d'un individu.

Genre : catégorie taxonomique rassemblant des espèces apparentées ayant en commun plusieurs caractères similaires. Un genre se décline généralement en plusieurs espèces. Les genres proches sont regroupés dans une même famille. Par exemple, les genres *Fagus* (hêtres) et *Quercus* (chênes) font partie de la famille des Fagacées.

Habitat (= Milieu) : support d'un écosystème et lieu de vie des organismes qui l'habitent.

Homéostasie : capacité d'un écosystème à maintenir le bon fonctionnement des cycles biogéochimiques en recyclant les nutriments et en maximisant l'efficience de l'utilisation de l'énergie solaire.

Holobiontique : relatif à l'holobionte, terme qui désigne l'unité écologique que représentent un organisme et l'ensemble des (micro-) organismes avec lesquels il vit en symbiose.

Indigène : se dit d'une espèce dont la présence dans une zone géographique donnée résulte uniquement de processus naturels, sans intervention humaine.

Inéquien : en foresterie, un peuplement inéquien est un peuplement où les arbres ont des âges différents. (Antonyme : équien).

Invasif : terme initialement médical ou anglicisme utilisé comme synonyme d'exotique envahissant (voir espèce exotique envahissante).

Ligneux : qui produit de la lignine (tanin responsable de la rigidité du bois). Par extension, toute plante dont la tige (ou le tronc) est au moins partiellement formée de bois, donc reconnaissable à la présence d'une écorce.

Litière : couche de débris organiques à la surface du sol, principalement constituée des restes des feuilles et des aiguilles en cours de décomposition.

Maladie cryptogamique : maladie causée par un organisme invisible à l'œil nu (bactéries, champignons pathogènes…).

Méta-analyse : type d'étude scientifique réinterprétant de façon conjointe une grande quantité de données publiées dans des études séparées. En rassemblant ainsi un grand nombre de données issues d'un grand nombre d'études, la méta-analyse essaie de s'affranchir des biais inhérents aux études individuelles.

Migration assistée : procédé consistant à anticiper la migration directionnelle des espèces ou des écosystèmes suite au réchauffement climatique, en introduisant intentionnellement des espèces dans des zones géographiques où elles ne sont pas encore présentes mais prédites de l'être.

Monospécifique : constitué d'une seule espèce.

Mutation : changement dans la structure de l'ADN modifiant l'information génétique, ayant des conséquences plus ou moins importantes sur l'apparence et/ou le fonctionnement de l'individu qui la porte.

Mutualisme : type d'interaction biologique se traduisant par un bénéfice réciproque pour les deux organismes interagissant. Une symbiose est un cas particulier de mutualisme obligatoire.

Mycorhize : résultat de la symbiose entre les racines d'une plante et les filaments souterrains d'un champignon. Celui-ci fournit entre-autres de l'eau, des nutriments et des antibiotiques à la plante, tandis qu'elle lui apporte des sucres en retour.

Naturalisée : espèce exotique dans une région donnée, qui a réussi à s'y acclimater au point de s'y reproduire spontanément et de se disperser.

Niche climatique : sous-ensemble de la niche écologique ne tenant compte que des facteurs climatiques limitant la répartition d'une espèce.

Niche écologique : espace (en toute rigueur un hypervolume) abstrait délimité par l'ensemble des conditions dans lesquelles une espèce peut vivre (amplitude écologique), et qui détermine sa répartition. L'espace où une espèce pourrait théoriquement vivre d'après sa seule physiologie, qu'elle y soit présente ou non, s'appelle la *niche fondamentale*. Les interactions avec les autres êtres vivants modifient l'amplitude écologique de l'espèce et définissent l'espace occupé effectivement par cette espèce ou *niche réalisée*.

Paléo-écologie : science à l'interface entre l'écologie et la paléontologie, qui étudie les relations des êtres vivants fossiles avec leur milieu de vie supposé.

Pessière : plantation ou forêt naturellement peuplée d'épicéas.

Peuplement forestier : ensemble des arbres à l'échelle d'une parcelle ou d'un habitat.

Phénotype : ensemble des caractères observables d'un individu.

Phénotype étendu : concept de phénotype s'étendant au-delà des seuls caractères résultant de l'expression génétique et épigénétique, pour intégrer les caractères conférés par l'association à d'autres organismes vivants mutualistes.

Plasticité phénotypique : propriété d'un génotype à produire des phénotypes différents dans des environnements distincts.

Phytophage : qui se nourrit de végétaux.

Protiste : organisme non-bactérien formé d'une seule cellule.

Quiescent : dont la croissance et le développement sont temporairement interrompus en raison de facteurs environnementaux défavorables.

Ravageurs : nom donné à l'ensemble des organismes (virus, bactéries, champignons, insectes…) produisant des dégâts à une plante.

Refuges glaciaires : zones géographiques ayant bénéficié, durant les périodes glaciaires, d'un climat favorable à la survie d'un groupe d'espèces, et à partir desquelles ces espèces ont pu reprendre leur extension une fois la glaciation terminée.

Régénération forestière : processus naturel (germination des graines dispersées par la plante-mère) ou artificiel (plantation de jeunes arbres) permettant le renouvellement d'un peuplement forestier.

Régime de perturbations : diversité, intensité, fréquence et étendue spatiale des perturbations dans un milieu donné.

Rémanents : 1. arbres laissés sur pied après les coupes, pour faciliter et/ou orienter la régénération forestière naturelle. 2. Ensemble des débris végétaux non exportés de la parcelle lors de l'exploitation.

Réseau trophique : ensemble des interactions d'ordre alimentaire entre les espèces au sein d'un écosystème.

Résilience : capacité d'un écosystème à recouvrer sa structure (composition spécifique) et son fonctionnement (flux de matière et d'énergie, fonctions écologiques qui sous-tendent les services écosystémiques) après une perturbation.

Résineux : par abus de langage, utilisé comme synonyme de conifères, bien que tous les conifères ne produisent pas de résine.

Richesse spécifique : nombre d'espèces présentes dans un milieu donné, souvent utilisé comme mesure simple de biodiversité.

Rudéral : qualifie un organisme associé aux habitats perturbés.

Saison de végétation : période de l'année comprise entre la montée de sève et l'apparition des feuilles au printemps et leur dépérissement à l'automne, durant laquelle les plantes fabriquent de la matière organique. Celle-ci correspond à la formation d'un cerne de croissance au niveau du tronc et des branches.

Scolytes : insectes coléoptères dont les larves vivent dans le bois et creusent des galeries sous l'écorce.

Sempervirent : qui conserve un feuillage vert toute l'année.

Service écosystémique : bénéfice offert aux sociétés humaines par le fonctionnement des écosystèmes. Le terme de dis-service renvoie aux fonctions des écosystèmes perçues comme négatives par l'Homme.

Sous-étage : ensemble des strates de végétation situées sous les arbres de la canopée.

Sous-espèce : ensemble de populations génétiquement différenciées au sein d'une espèce.

Spécialiste : organisme ayant une faible amplitude écologique pour un ou plusieurs facteurs écologiques considérés. (Antonyme : généraliste).

Station : étendue de terrain de superficie variable mais homogène dans ses conditions physico-chimiques et biologiques. Le terme de conditions stationnelles renvoie auxdites conditions.

Stratégie démographique : modèle d'écologie évolutive faisant le lien entre le mode de reproduction d'une espèce et les fluctuations de son environnement (en caricaturant : un milieu stable favoriserait des espèces à longue durée de vie et à reproduction rare et tardive, tandis que des milieux instables favoriseraient des espèces à durée de vie courte, un fort taux de reproduction dès que le milieu devient favorable suivi d'une mortalité élevée).

Stress thermo-hydrique : variation conjointe inhabituelle de la température et de l'hygrométrie du milieu éventuellement néfaste pour la plante (ex : épisode caniculaire et de sécheresse).

Symbiose : voir mutualisme.

Système racinaire pivotant : système racinaire organisé autour d'une grosse racine principale appelée pivot qui s'enfonce verticalement dans le sol, assurant un ancrage profond et une bonne circulation verticale de l'eau.

Système racinaire fasciculé : système racinaire constitué principalement de racines superficielles à croissance horizontale, ne permettant qu'un ancrage superficiel.

Tolérance écologique (ou rusticité) : capacité d'une espèce à survivre dans des conditions éloignées de son optimum écologique.

Virulence : quantité de dommages (mortalité, perte de fécondité, diminution de la durée de vie) causée par un bioagresseur.

Liste des encadrés et des annexes

Introduction

1. Les changements climatiques, ce n'est pas que le réchauffement… 8
2. Qu'est-ce que les services écosystémiques ? 14
3. Qu'est-ce qu'une espèce exotique ? 18
4. L'origine des essences exotiques introduites en forêt 20

Chantier 1

5. Qu'est-ce qu'une espèce « invasive » ? 24
6. Quand les arbres sortent du bois… le cas du robinier 28
7. Les territoires ultramarins aussi sont concernés 30
8. Le concept de niche écologique 37

Chantier 2

9. Effet d'amplification et effet de dilution 42
10. Les plantations sentinelles 53

Chantier 3

11. Les résineux en forêt 63

Chantier 4

12. La susceptibilité des forêts aux tempêtes 71
13. Le risque de feu de forêt en France 75

Conclusions

14. L'adaptation locale, entre génétique, épigénétique et co-évolution 82
15. La migration assistée 87
16. Le rapport bénéfice/risque des introductions d'essences exotiques 92
17. Apport des *arboreta* et essais expérimentaux 94

Annexes

Annexe 1. Bibliographie sélective 97
Annexe 2. Face aux scénarios du GIEC les vulnérabilités et les atouts de la forêt française 109
Annexe 3. Les essences promues par l'État pour l'adaptation des forêts aux changements climatiques 117
Annexe 4. Glossaire 134

Livre blanc
L'introduction d'essences exotiques en forêt

L'adaptation de la forêt française aux changements climatiques est une nécessité pour qu'elle puisse continuer à assurer ses fonctions économiques, écologiques et sociétales. Pour relever ce défi, la plantation d'essences plus tolérantes à la chaleur et à la sécheresse est encouragée par les pouvoirs publics. Mais les essences préconisées sont pour beaucoup exotiques et majoritairement issues d'autres continents. L'utilisation d'essences exotiques en foresterie est une longue tradition française. Pourtant, le rapport bénéfice/risque de cette pratique n'a jamais été évalué. Or, les retours d'expérience sont souvent décevants, voire alarmants. Devant ce constat, la Société botanique de France a souhaité apporter par ce livre blanc une information scientifique sur les plantations d'essences exotiques, accessible au grand public et aux décideurs.

Ce livre blanc vise un éclairage synthétique, objectif et impartial. Il s'appuie sur l'analyse critique de nombreuses publications scientifiques. Après une mise en contexte et un rappel des enjeux, quatre « chantiers » sont successivement abordés, visant chacun un risque identifié : l'invasion biologique, l'introduction de nouveaux bioagresseurs, l'érosion de la biodiversité et la survenue d'évènements catastrophiques. Le livre blanc se conclut par des recommandations pratiques à destination des gestionnaires de la forêt. Il identifie six pistes d'action pour les pouvoirs publics. Plus que jamais, la question de la pertinence de l'introduction d'essences exotiques en forêt se pose, en particulier aux politiques publiques : doivent-elles continuer à subventionner des pratiques dont nous finançons déjà, pour un coût bien plus élevé, les effets collatéraux ?

Ce livre blanc, publié par la Société botanique de France, entre dans ses missions d'apporter une information validée scientifiquement au grand public et aux décideurs. Il a été rédigé par un groupe de travail *ad hoc* coordonné par le Professeur Guillaume Decocq.

Société botanique de France

ISBN en cours