

Des vieilles forêts aux arbres-habitats

Pourquoi et comment intégrer les enjeux de maturité dans la gestion des forêts privées ?



Ce guide a été réalisé par :

Céline Emberger (CEN Occitanie), Nicolas Gouix (CEN Occitanie) et
Laurent Larrieu (CNPF Délégation Occitanie/INRAE Dynafor)

Avec l'appui de : Antoine Brin (Ecole d'ingénieurs de Purpan), Coralie de
Roo et Sébastien Drouineau (CNPF délégation Occitanie), Sophie Maillé
(Nature en Occitanie/ Observatoire des forêts des Pyrénées centrales),
Jonathan Migeot (CBN Pyrénées et Midi-Pyrénées)

Grace à un financement de la DRAAF et de la DREAL Occitanie.

Les auteurs remercient vivement, pour leurs relectures : Christophe Bouget
(INRAE), Gaétan Dubus (expert indépendant), Laurent Lathuillière (ONF),
Sylvain Pillon (CNPF), Catherine Marquot.

Maquette et mise en page : Marie Plasse (contact.marieplasse@gmail.com)

Photos 1^{ère} de couverture : L. Larrieu, 4^{ème} de couverture : N. Gouix. Pages de
titres des chapitres 1, 2, 3, 5 : L. Larrieu ; chapitre 4 : C. Emberger

Ce guide a été imprimé sur papier recyclé certifié FSC ® - Imprimerie Trèfle,
Saint-Alban (31)

Septembre 2025



Des vieilles forêts aux arbres-habitats

Pourquoi et comment intégrer les enjeux de maturité dans la gestion des forêts privées ?

Citation recommandée :

Emberger C., Gouix N., Larrieu L., 2025. *Des vieilles forêts aux arbres-habitats, pourquoi et comment intégrer les enjeux de maturité dans la gestion des forêts privées ?* Conservatoire d'espaces naturels d'Occitanie, 141 p.

Ce travail a été réalisé avec le soutien de la DREAL et de la DRAAF Occitanie. Bien que de portée nationale, il s'appuie préférentiellement sur des exemples occitans.

Table des matières



Préambule	9
-----------------	---

1. Les « vieilles forêts », de quoi parle-t-on ?

a. Les vieilles forêts : des forêts peu anthropisées, à la fois anciennes et matures	14
b. Des écosystèmes particuliers	25
c. Des enjeux reconnus pour des forêts devenues très rares	29

2. La maturité forestière, des rôles précieux à différentes échelles, du collectif au particulier

a. Dans les vieilles forêts, des éléments de maturité à toutes les phases, une ressource capitale pour les espèces	38
b. À l'échelle des peuplements, dans les forêts de production, la maturité au service de la sylviculture	41
c. Aux échelles du paysage et globale, des services collectifs et particuliers	51

3. Des échanges nécessaires entre vieilles forêts en libre évolution et forêts cultivées

a. Continuité et connectivité : des nécessités vitales	62
b. L'enjeu de connecter les éléments de maturité dans une matrice actuellement jeune	66

c. La gestion intégrative comme solution pour concilier sylviculture et maintien de maturité forestière à différentes échelles	69
--	----

4. Concrètement, comment intégrer les enjeux liés à la maturité dans les forêts cultivées ?

a. Désignation d'arbres-habitats : pourquoi, comment ?	76
b. Mise en place d'îlots de sénescence : pourquoi, comment ?	90

5. En bref : gestionnaires, propriétaires, à vous de jouer !

a. Je m'apprête à rédiger un PSG	98
b. Je m'apprête à désigner des arbres à abattre...	99
c. J'aimerais évaluer la maturité et l'ancienneté de parcelles. Comment savoir si je suis face à une vieille forêt ?	101
d. Je pense avoir identifié ou être propriétaire d'un îlot de vieille forêt, que faire ?	104
e. Je ne suis pas concerné par ces questions, il n'y a que des arbres jeunes dans mes parcelles ou sur mon territoire	106
f. Je suis le seul sur mon massif forestier à agir pour la maturité, cela a-t-il un intérêt ?	107
g. J'ai compris l'intérêt fonctionnel de conserver des arbres-habitats dans les peuplements de production, mais est-ce une aberration économique ?	109
h. Existe-t-il des aides financières au maintien d'arbres-habitats ou d'îlots de sénescence ?	112
i. Côté succession, comment garantir qu'une forêt continuera de suivre la trajectoire souhaitée, en confortant une maturité, au-delà d'un changement de propriétaire ?	114
j. Je travaille dans une zone vulnérable face aux incendies, comment limiter le risque tout en maintenant de la maturité forestière ?	117
k. Je travaille dans une zone ayant connu récemment des pullulations d'insectes, je crains que laisser des vieux arbres accroisse ce risque	119

Retenons l'essentiel

Références

Table des figures



Préambule

© N. Couix

Sous la canopée de vieux bois, à l'abri du tumulte quotidien, de gros bois morts, des arbres pluri-centenaires et des milliers d'espèces gardent en silence les secrets du fonctionnement d'écosystèmes très particuliers : les « vieilles forêts ». Souvent discrètes, de surfaces modestes, régulièrement isolées à la façon de petites îles perdues au milieu de nos matrices paysagères, elles se dressent pourtant comme les derniers témoins de forêts aux dynamiques naturelles peu perturbées. Si ces vestiges constituent nos plus précieux réservoirs de biodiversité forestière, ils jouent également des rôles clés dans le fonctionnement des écosystèmes, notamment dans le cycle des nutriments, la régulation d'équilibres biologiques ou encore la séquestration de carbone. Au regard des multiples enjeux que concentrent ces milieux singuliers, des objectifs de protection à leur égard émergent progressivement dans les stratégies relatives à la forêt et la biodiversité, à la fois de l'Europe, de l'État ou des régions.

En région Occitanie, les vieilles forêts font l'objet depuis 2008 d'un inventaire ayant conduit à une bonne connaissance de leur répartition sur le territoire pyrénéen et une partie de la plaine. On sait ainsi aujourd'hui qu'elles représentent environ 4 % de la surface forestière des Pyrénées d'Occitanie et moins de

0,5 % de la région de plaine étudiée. Elles sont totalement absentes de certains territoires de la région où l'urbanisation, l'agriculture et la sylviculture n'ont pas permis leur maintien. Si, en montagne, la plupart d'entre elles sont publiques (domaniales et communales principalement), elles sont pour plus de 70 % au sein de forêts privées en plaine, dans des conditions d'exploitabilité les exposant à d'éventuelles coupes.

Afin de préserver ce précieux héritage, il semble indispensable, après avoir identifié ces vieilles forêts, d'informer les acteurs forestiers concernés pour pouvoir agir de manière appropriée. Pour les forêts publiques d'Occitanie, un travail mené par l'Office National des Forêts a permis d'identifier l'ensemble des unités d'aménagement concernées par la présence d'une vieille forêt, préalablement identifiée par l'inventaire. Les prévisions des aménagements forestiers permettent d'objectiver les pressions d'exploitations. Sur la base de ces résultats, une information à l'ensemble des communes concernées est en cours pour expliquer les enjeux relatifs à ces milieux forestiers remarquables et les moyens disponibles pour les préserver.

Le présent document s'inscrit dans une démarche similaire pour les forêts privées, dans le cadre d'un projet financé par les Directions régionales de l'Alimentation, l'Agriculture et la Forêt (DRAAF) et de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL) Occitanie. Celui-ci vise (i) l'établissement d'un diagnostic des surfaces forestières dotées de documents de gestion durable et concernées par la présence de vieilles forêts dans la région et (ii) un porter à connaissances de ces enjeux pour les acteurs forestiers œuvrant en contexte privé. Ce guide vient répondre au second objectif de vulgarisation.

En premier lieu, il présente ce que sont les vieilles forêts, les processus qui régissent leur fonctionnement et l'importance qu'elles représentent au sein de nos massifs, de nos territoires et pour nos sociétés. Si ces éléments de compréhension sont nécessaires à une prise en compte adaptée de ces milieux si particuliers, l'enjeu ne peut cependant se limiter à ces derniers. Les vieilles forêts ne représentent en effet aujourd'hui plus qu'une toute petite fraction des surfaces forestières et

sont menacées de ce fait par des phénomènes d'isolement spatial. Seule la prise en compte de la maturité des forêts à une échelle globale, y compris dans les espaces dédiés à la production, permettra de restaurer une trame d'habitats fonctionnelle pour la préservation de notre biodiversité forestière, de la bonne santé des écosystèmes et ainsi de l'ensemble des fonctions et services associés dont nous bénéficiions.

Aussi, ce guide vise à accompagner plus globalement tous les acteurs agissant en contexte forestier privé, afin qu'ils considèrent le maintien ou la restauration des attributs de maturité au sein des espaces forestiers cultivés. Ces derniers jouent des rôles forts dans la fonctionnalité de la trame des vieilles forêts. Des recommandations pratiques et une synthèse des outils techniques et des connaissances sont ainsi formulées. La dernière partie de ce guide rassemble des questions fréquentes et les éléments opérationnels clés à retenir dans la prise en compte de ces enjeux. Le sylviculteur souhaitant aller à l'essentiel pourra s'y référer directement.

Ce guide s'adresse prioritairement à des professionnels forestiers et gestionnaires de milieux naturels, mais pourra intéresser également tous publics ayant des notions d'écologie forestière et de sylviculture, désireux de mieux comprendre le fonctionnement des forêts afin d'œuvrer à leur gestion durable.

Aide à la lecture :

Les termes apparaissant en **vert** et les notions de vocabulaire sont explicités dans des **encadrés verts**.



Des ressources complémentaires pour aller plus loin sont listées dans des **encadrés orange**.



Les messages clés à retenir apparaissent sur **fond vert**.



1. Les « vieilles forêts », de quoi parle-t-on ?



a.

Les vieilles forêts : des forêts peu anthropisées, à la fois anciennes et matures

Les forêts naturelles, que l'on pourrait qualifier de « primaires » au sens strict, développées spontanément et n'ayant jamais été significativement perturbées dans leurs caractéristiques et leurs fonctionnements par l'Homme, n'existent plus en France ni en Europe. Les recherches récentes en écologie historique ont mis en évidence des pratiques de charbonnage dans les forêts européennes dès l'âge du bronze, soit environ 2500 ans avant Jésus-Christ. Cependant certains milieux s'approchent de ces forêts primaires. On les qualifie alors de « **vieilles forêts** ».

Elles partagent les caractéristiques suivantes :

- Le sol est forestier et n'a pas connu d'usage agricole depuis au moins le milieu du XIXe siècle (par convention, car l'on dispose de documents cartographiques pour cette période et qu'elle correspond au minimum forestier). Pour caractériser cette continuité temporelle, on parle de « forêt ancienne », à l'inverse d'une « forêt récente » installée plus récemment sur d'anciennes terres agricoles, cultivées ou pastorales.
- Elles présentent des attributs de maturité biologique : des **très gros bois vivants, des gros bois morts au sol et sur pied**, de nombreux **dendromicrohabitats**.
- Elles sont dominées, dans leur composition, par les **essences autochtones de maturation** et comprennent des peuplements qui ont atteint les phases avancées du cycle naturel forestier (« cycle sylvigénétique », voir plus loin).

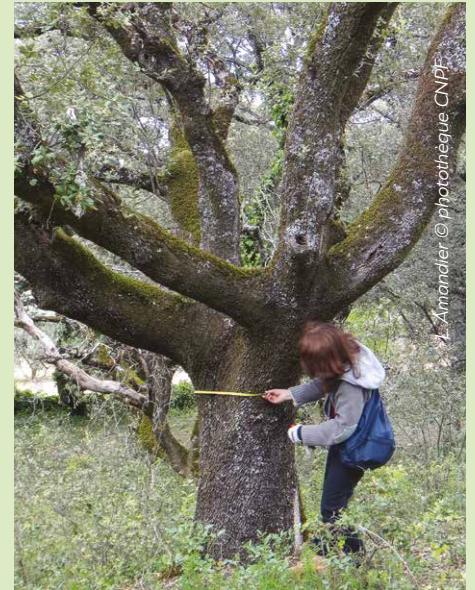
- Elles présentent généralement une complexité structurale : hétérogénéité des classes de diamètre et des hauteurs de canopée (stratification verticale complexe), présence de trouées de milieux ouverts.
- Les processus naturels caractéristiques de l'habitat s'opèrent sans entrave. Par exemple, les forêts riveraines des cours d'eau sont régulièrement inondées, ou encore des éboulis sont actifs, avec des glissements de pierres fréquents, dans une forêt de ravin.
- La plupart de ces forêts n'ont pas été exploitées depuis plus de 100 ans. Néanmoins, de nombreux cas particuliers existent, le degré de maturité actuel dépendant de la nature et des intensités de pratiques passées. Certaines vieilles forêts peuvent ainsi présenter des traces d'anthropisation plus ou moins récentes, notamment la présence ponctuelle de souches, pour autant que les caractéristiques ci-dessous soient conservées.



Les diamètres considérés pour définir les catégories de grosseur de bois peuvent varier à la marge. On considérera ici :

- un **très gros bois vivant** comme étant $\geq 67,5$ cm de diamètre (mesuré à 1,3m)
- un **très très gros bois vivant** $\geq 97,5$ cm de diamètre
- un **gros bois mort** $\geq 37,5$ cm de diamètre

Les **dendromicrohabitats** sont des singularités morphologiques des arbres : cavités, champignons polypores, lierres... détaillés en 4ème partie. Un arbre vivant ou mort sur pied portant au moins un dendromicrohabitat est appelé « **arbre-habitat** ».



Une **essence** est dite **autochtone** lorsqu'elle est présente dans son aire naturelle (recolonisation spontanée initiée à l'issue de la dernière glaciation, entre -15 000 et - 10 000 ans environ. Cette caractéristique s'apprécie à une échelle locale : en France, des essences sont autochtones dans certaines régions et allochtones dans d'autres. Par exemple, l'*Épicéa commun*, autochtone dans la plupart des zones montagneuses de l'Est de la France, a été planté dans de nombreuses régions, en plaine comme en montagne, dans le Massif central, les Pyrénées, etc., où il est alors une essence allochtone. Pour connaître l'aire naturelle d'une essence à l'échelle européenne, il est possible d'utiliser les cartes réalisées par le programme EuforGen, en accès libre sur internet : <https://wwweuroporgen.org/> (Fig. 1). Sur cette base, une liste par région biogéographique a également été compilée dans le nouveau référentiel FSC consultable en ligne (<https://frfsc.org/fr-fr>).



Suivant les régions biogéographiques, l'étage de végétation et les stations, les essences de maturation varient. Il s'agit souvent d'essences dryades (longévives et sciaphiles), mais cela reste variable suivant les contextes. Les principales pour la France métropolitaine sont les suivantes :

- En plaine atlantique et continentale : Chêne sessile, Hêtre, If, (Chêne pédonculé)
 - En région méditerranéenne : Chêne vert, Chêne pubescent, Pin de Salzmann, Pin laricio de Corse
 - À l'étage montagnard : Hêtre, Sapin pectiné, If, Épicéa commun, Pin sylvestre
 - À l'étage subalpin : Épicéa, Sapin pectiné, Pin Cembro, Pin à crochets Pin
 - En zone humide ou riveraine : Aulne, Saules, Peuplier noir, Frênes, Chêne pédonculé
 - En forêt de ravin, d'éboulis : Erables, Tilleuls, Frênes, Ormes



Figure 1- Aire naturelle (vert) et d'introduction (beige) de l'Epicéa commun - Extrait du site euforgen

Les essences de maturation sont dominantes dans les écosystèmes « climaciques ». Dans une dynamique naturelle de reconquête, elles font suite aux essences pionnières et éventuellement post-pionnières. À la phase d'effondrement du cycle sylvigénétique (voir p.19), elles cèdent partiellement leur place, à nouveau, à des essences pionnières ou post-pionnières, néanmoins elles sont toujours présentes sous forme de quelques gros bois vivant, de bois mort ou encore de semis.



Vieille forêt, forêt subnaturelle, forêt cultivée, forêt spontanée ... ?



La diversité des termes autour de ces notions peut amener de l'ambiguïté. Plusieurs articles sémantiques récents apportent des cadres conceptuels et définitions utiles (voir notamment Decocq, Dupouey, et Bergès 2021; Cateau et al. 2015). Pour autant une diversité d'appréciations autour de mêmes termes existe toujours. On considérera ici :

- Une **forêt primaire ou naturelle** : une forêt dont le fonctionnement n'a pas été significativement altéré par l'Homme. L'impact des sociétés indigènes n'est pas supérieur à celui des perturbations naturelles ou de la faune sauvage (Buchwald, 2005). De telles forêts n'existent plus en Europe.
- Une **vieille forêt** ou une forêt **subnaturelle** : une forêt dont les caractéristiques et la dynamique s'approchent de celles des forêts naturelles, selon la définition aux pages précédentes, mais dont l'impact passé de l'Homme peut être perceptible. Ces forêts sont anciennes et résultent d'une libre évolution depuis plusieurs décennies ou plusieurs siècles sans intervention notable de l'Homme.

À noter qu'un plan national d'actions, le PNA « Vieux bois et forêts subnaturelles », actuellement en cours de rédaction, viendra prochainement préciser les critères et valeurs seuils considérés pour la définition des forêts subnaturelles au niveau national. Si les critères utilisés pour définir des « vieilles forêts » et des « forêts subnaturelles » sont globalement les mêmes (ceux présentés aux pages 14-15), les valeurs seuils retenues (densités de bois mort, de très gros bois...) peuvent différer à la marge, en fonction des protocoles. **Ici, on considérera synonymes ces deux notions**, s'intéressant aux caractéristiques globales et au fonctionnement, plus qu'au détail des valeurs seuils.

- Une **forêt spontanée** : une forêt issue d'une régénération naturelle (n'ayant pas été plantée). Il peut s'agir d'accrus, développés récemment sur d'anciens milieux ouverts (cultivés ou pâturés) ou de forêts installées depuis longtemps. Elle peut être en libre évolution ou connaître des interventions.

- Une **forêt cultivée** : une forêt issue d'une régénération naturelle ou de plantation, faisant l'objet d'interventions humaines à des fins diverses : production de bois, sylvopastoralisme, accueil du public... On parle de **forêt de production** quand l'objectif principal est la production de bois.
- Une **forêt anthroposée** : une forêt dont la dynamique est fortement marquée par l'intervention humaine, actuelle ou passée, avec des répercussions sur sa composition en essences, sa structure ou ses dynamiques. Il peut s'agir tout autant de forêts cultivées que de forêts spontanées.

Les physionomies d'une forêt cultivée (en bas) et subnaturelle (en haut) peuvent différer fortement.



Des vieilles forêts à différentes échelles... spatiales et temporelles !

Malgré une trompeuse impression de stabilité, les forêts sont loin d'être des milieux figés. Elles évoluent dans le temps suivant différentes dynamiques : les arbres vieillissent, des phénomènes de succession végétale s'opèrent, les écosystèmes matures (évolution de la composition en essences, de la concentration en vieux bois, des processus pédoclimatiques...), des perturbations s'expriment à tout moment et à toutes les échelles spatiales (Aszalós et al. 2022 ; Decocq, Dupouey, et Bergès 2021). Ces phénomènes n'affectant pas l'ensemble d'un massif forestier de manière homogène et en même temps, différentes zones se distinguent naturellement les unes des autres. **Une vieille forêt, à l'échelle d'un massif, est ainsi constituée d'une mosaïque de peuplements correspondant à des phases dynamiques différentes** (Fig.2).

Une phase correspond à une étape du cycle de vie de la forêt ou « cycle sylvigénétique ». On en distingue généralement cinq, bien que certains auteurs en considèrent jusqu'à dix (Larrieu et al., 2014b ; Winter & Brambach, 2011). Chacune présente des caractéristiques de structure et de composition propres (essences présentes, catégories de diamètres dominantes, proportion de trouées, de bois mort, de couvert, etc.). **Ces phases dynamiques se succèdent dans le temps et se juxtaposent dans l'espace** (Fig. 2 et 3).

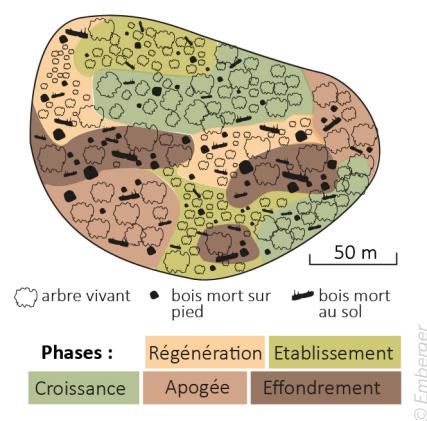
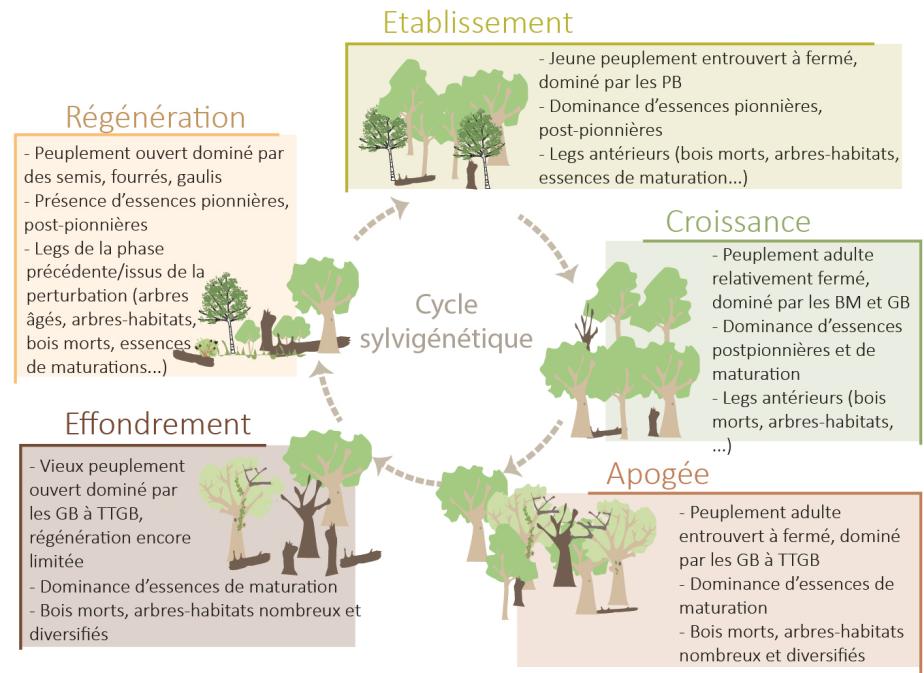


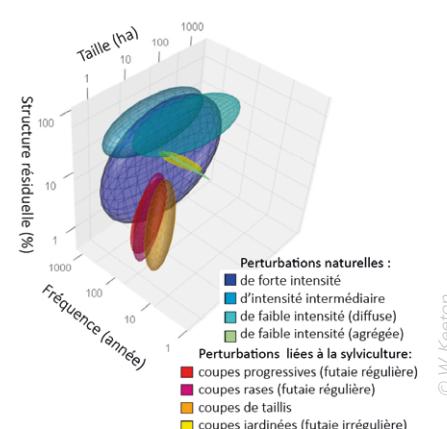
Figure 2 – Représentation schématique d'une mosaïque de phases d'une portion de forêt naturelle

La succession de l'ensemble de ces phases constitue un cycle sylvigénétique complet et peut durer, suivant les écosystèmes et domaines biogéographiques, entre 300 et 1000 ans (Perry et al., 2008).



L'échelle spatiale à laquelle s'exprime une phase est variable en fonction de la perturbation ayant provoqué l'ouverture du couvert, mais aussi des essences dominantes de l'écosystème. Elle est ainsi en partie dépendante du domaine biogéographique de la forêt. Là où une ouverture apporte suffisamment de lumière pour permettre l'installation d'une tache de régénération, un nouveau cycle démarre. Cette zone définit alors l'emprise spatiale de la phase.

Dans les forêts tempérées, les perturbations couvrent une large gamme d'intensité et de fréquence, suivant leur nature (tempêtes, feu, scolytes ...). Les perturbations les plus fréquentes, avec une récurrence de quelques années à une centaine d'années, sont de faible intensité, souvent liées à la mortalité naturelle des arbres ou à une tempête. Elles opèrent généralement à l'échelle d'un arbre ou d'un collectif d'arbres, modifiant la structure sur une petite zone de quelques dizaines à quelques centaines de m². Elles peuvent toucher de manière diffuse des surfaces importantes, notamment dans le cas de tempête, mais ouvrent alors une partie seulement de la canopée, moins de 25% en général. Des perturbations de plus forte intensité et affectant des proportions plus importantes du couvert se produisent moins fréquemment (Aszalós et al. 2022, voir Tab. 1 et Fig. 4).



Extrait de Aszalós et al. (2022), traduit

Figure 4 - Caractéristiques de différents types de perturbations affectant les forêts tempérées et boréales

Ainsi **les forêts tempérées suivant une dynamique naturelle sont structurées à une échelle fine, avec des phases qui s'expriment majoritairement sur de petites surfaces**. À titre d'exemple, 90% de ces éco-unités font entre 15 et 30 m de diamètre, soit entre 175 et 300 m² dans la réserve de la forêt de Fontainebleau (Faille 1981 in Gilg 2004) ou encore sont de l'ordre de 500 m² dans des hêtraies et des pessières de Bavière (Allemagne) selon Winter et Brambach (2011).

Quelle que soit l'intensité des perturbations, celles-ci affectent très rarement l'ensemble des arbres vivants de la surface perturbée (Tab. 1). Les ouvertures créées viennent s'intercaler dans une matrice d'arbres vivants et morts, pour partie issue de ce dernier événement. Il s'agit bien ici d'un continuum dans lequel des legs de phases précédentes sont toujours présents. Ainsi, **du bois mort, des très gros arbres et arbres-habitats s'observent dans toutes les phases, y compris de régénération** (voir partie 2.1).

À l'échelle d'un peuplement (phase) ou d'une petite parcelle (quelques centaines de m² à quelques hectares), un îlot de vieille forêt comprend :

- Des attributs de maturité (gros bois morts, dendromicrohabitats, vieux arbres, cf. encart p.13), quelle que soit la phase, y compris de régénération ;
- Les essences autochtones pionnières, post-pionnières ou dryades correspondant à la ou les phases sylvigénétiques observées ;
- Les essences de maturation sont à minima présentes sous forme de bois mort ou de régénération.

À l'échelle d'un massif, une vieille forêt comprend :

- Plusieurs phases sylvigénétiques, s'exprimant par la dominance des essences de maturation, mais aussi la présence d'essences pionnières et post-pionnières, témoins de la dynamique de succession naturelle. Une diversité de types de peuplements est alors présente.
- Des attributs de maturité présents à toutes les phases.

Tableau 1 - Synthèse bibliographique des caractéristiques des perturbations naturelles des forêts européennes (tempérées et boréales) selon Aszalós et al. 2022

Type de perturbation	Taille	Fréquence	Structure résiduelle *
Forte intentisté	1 à 1000 ha	150-1000 ans	0-25%
Intentisté intermédiaire	200 m ² - 100 ha	100-500 ans	25-75%
Faible intensité, effets diffus	200 m ² - 100 ha	10-100 ans	75-90%
Faible intensité, effets agrégés	20-200 m ²	1-10 ans	80-85%

* Biomasse vivante résiduelle (part du peuplement non affectée par la perturbation)

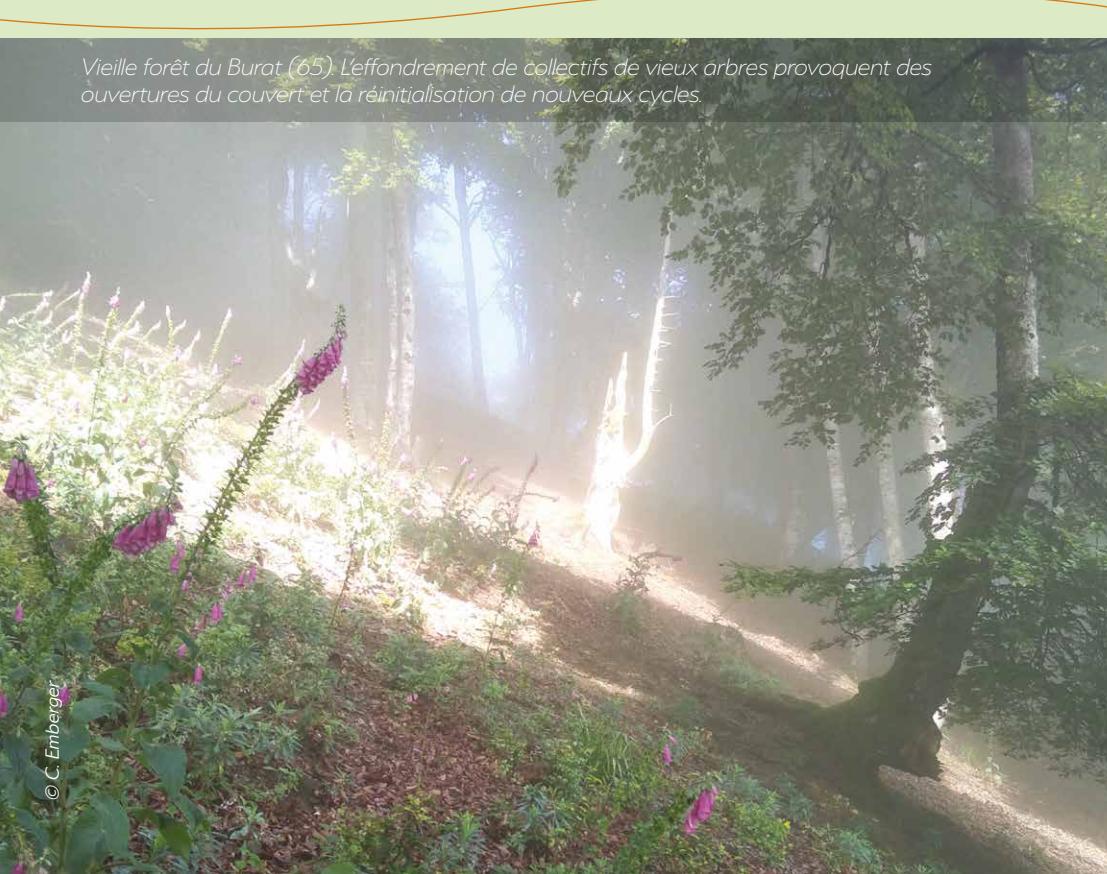
Phase ou stade ?

Ces deux notions, proches, peuvent amener de la confusion. Attention de bien distinguer :

- Les **stades dynamiques**, qui s'intègrent dans une série linéaire de reconquête de la forêt (passage d'une prairie, par exemple, à l'installation d'une forêt). Au fur et à mesure que les arbres vieillissent, des attributs de maturité apparaissent et les essences de maturation deviennent dominantes, à partir du milieu ou en fin de succession.
- Les **phases**, dont la succession caractérise un cycle sylvigénétique de forêts établies depuis longtemps (plusieurs siècles) et dans lesquelles les attributs de maturités sont systématiquement présents.

(Bouget et al., 2021)

Vieille forêt du Burat (65). L'effondrement de collectifs de vieux arbres provoquent des ouvertures du couvert et la réinitialisation de nouveaux cycles.



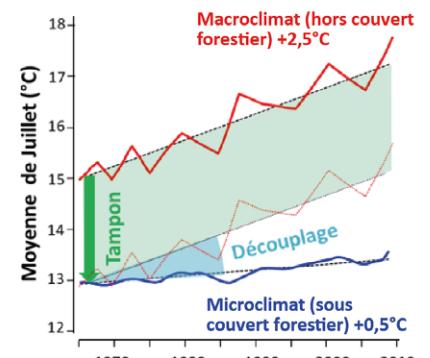
b. Des écosystèmes particuliers

Témoins du fonctionnement des forêts naturelles, les vieilles forêts présentent la particularité de processus et dynamiques peu perturbés par l'Homme. L'état des connaissances actuel fait apparaître que **ces forêts sont de ce fait plus efficientes que les forêts anthropisées vis-à-vis de différentes fonctions** (voir Watson et al. 2018, pour une synthèse globale).

La régulation régionale et locale du climat et des cycles hydrologiques

Les prédictions climatiques, pour les décennies à venir, issues de simulations à des échelles globales seront nuancées localement par des facteurs compensateurs ou amplificateurs. Si l'altitude et la topographie jouent des rôles majeurs à une échelle fine, des études mettent également en évidence un effet notable de la structure de la végétation dans la régulation du climat local.

Le maintien d'un couvert et d'une structure complexe confère aux forêts un rôle primordial dans la régulation des conditions microclimatiques. Des travaux récents montrent un effet de « tampon climatique » permettant de maintenir une température sous couvert inférieure de 4°C en moyenne par rapport aux températures ambiantes hors forêt (De Frenne et al., 2019). Par ailleurs, la température sous couvert



Extrait de <https://www.cnrs.fr/fr/presse/plus-il-fait-chaud-plus-le-pouvoir-isolant-des-forets-augmente>
D'après Lenoir et al. (2017) et De Frenne et al. (2021)

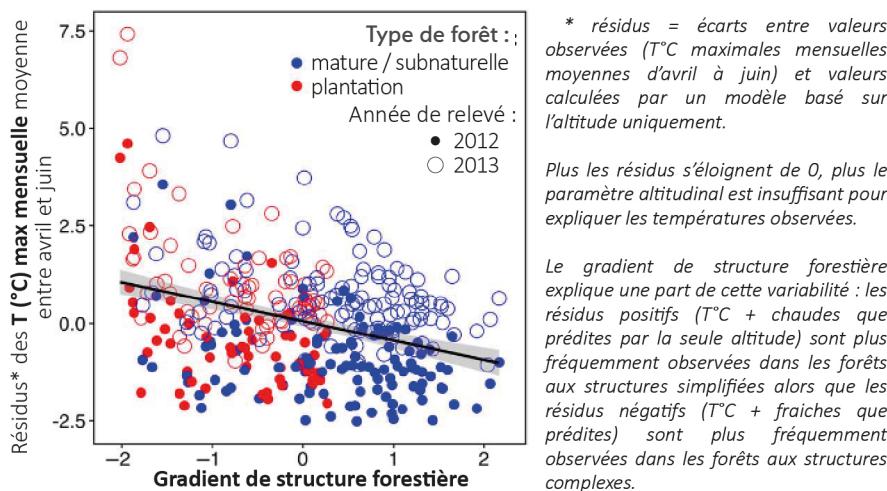
Figure 5 - Illustration de l'effet tampon de la forêt et de l'augmentation du découplage

1. Les « vieilles forêts », de quoi parle-t-on ?

reste relativement stable au cours du temps en comparaison de l'évolution des températures globales, d'où la notion de « pouvoir isolant des forêts » qui exprime le découplage entre l'augmentation des températures hors couvert et sous couvert (Fig. 5).

Par ailleurs, Frey et al. (2016) font apparaître plusieurs caractéristiques structurelles des vieilles forêts amplifiant cet effet de tampon climatique (approche de modélisation, basée sur des relevés réalisés entre 2012 et 2013 dans un Massif forestier de l'Oregon, États-Unis). Les biomasses élevées, les canopées hautes et des structures verticales complexes de la végétation de ces milieux amèneraient des conditions plus stables et plus fraîches que dans les forêts issues de plantations au moment des mois les plus chauds (Fig. 6). Dans cette étude, les maximums mensuels entre avril et juin sont ainsi en moyenne 2,5°C plus faibles dans les vieilles forêts que dans les forêts de plantation âgées de 40 à 60 ans.

Les vieilles forêts et les forêts matures contribuent ainsi, par la stabilité de leur couvert et leurs particularités de structure, à atténuer à l'échelle des parcelles concernées, l'élévation des températures liée au changement climatique.



D'après Frey et al. (2016), traduit et commenté.

Figure 6 - Effet de la structure des forêts sur les températures printanières

Par ailleurs, Watson et al. (2018) rapportent plus globalement que des pertes de surfaces forestières de vieilles forêts à l'échelle des paysages peuvent avoir pour conséquence régionale l'augmentation du nombre de jours chauds et secs et la diminution des précipitations. Les vieilles forêts auraient également un effet positif sur la distribution de l'eau précipitée, stabilisant les niveaux des nappes phréatiques et retenant davantage l'humidité dans le sol, limitant ainsi les phénomènes d'érosion.

Le stockage du carbone

Les **vieilles forêts constituent des stocks et des puits de carbone conséquents**. Cet aspect est détaillé dans la partie 2.c.

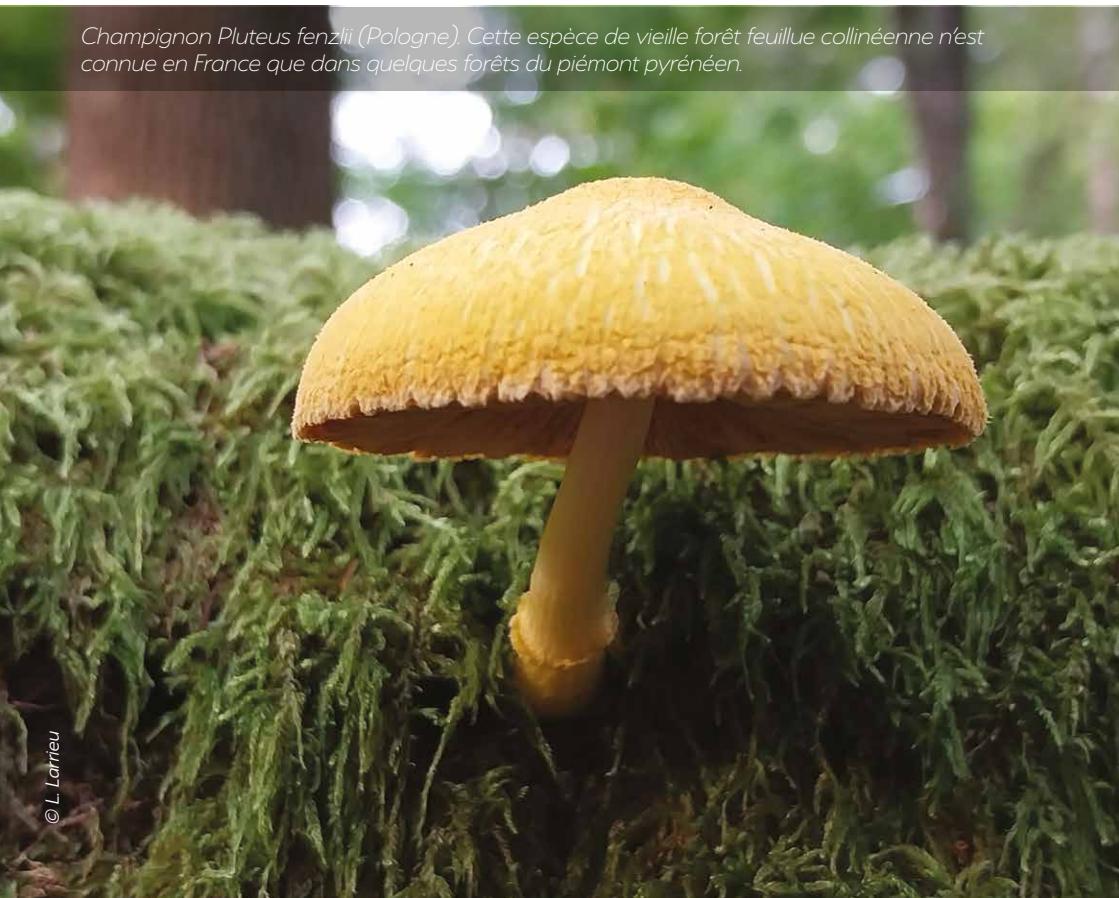
L'accueil de la biodiversité

C'est probablement pour cette caractéristique que les vieilles forêts sont les plus connues et reconnues. En effet, ces écosystèmes, en particulier lorsqu'ils occupent des surfaces conséquentes, laissent place à une plus grande complétude des cortèges biologiques et ainsi une meilleure fonctionnalité de l'écosystème. Ils permettent aussi l'expression de processus écologiques tels que les régimes de perturbations naturelles ou encore les flux de populations d'espèces et de gènes. Ainsi, **par rapport à des milieux forestiers plus artificialisés, on observe dans les vieilles forêts :**

- Des populations d'espèces souvent plus importantes, à plus forte diversité génétique et plus stables démographiquement**, permettant des phénomènes de sélection/adaptation facilités. Pour les arbres, cette diversité génétique est notamment liée à un âge potentiellement élevé (différenciation au long cours) et à la faible sélection par le gestionnaire sur des traits de vie particuliers (rectitude des troncs, vitesses de croissance...). Or la sélection du forestier se fait parfois au détriment de caractères intéressants vis-à-vis du fonctionnement et à la résilience de la forêt (par ex. croissance et résistance au stress hydrique semblent être dans certains cas des traits de vie antagonistes).

- **De plus fortes richesses spécifiques** : la diversité d'espèces rencontrées est élevée. L'anthropisation des forêts a généralement pour effet, en limitant drastiquement la diversité des habitats au sens large, de permettre le maintien d'une portion seulement des espèces. Les espèces forestières les plus exigeantes en revanche, notamment en termes de maturité, ou de durée de genèse des dendromicrohabitats (ex. cavités à terreau évoluées de troncs) trouvent refuge dans les îlots résiduels de vieilles forêts.
- **De plus fortes diversité et redondance fonctionnelle** : les fortes richesses spécifiques et abondances dans les vieilles forêts permettent d'assurer une robustesse fonctionnelle. Plusieurs espèces et/ou populations contribuent à assurer les mêmes fonctions, ainsi en cas de disparition aléatoire de l'une d'entre elles, les processus sont assurés par le reste de la communauté.

Champignon *Pluteus fenzlii* (Pologne). Cette espèce de vieille forêt feuillue collinéenne n'est connue en France que dans quelques forêts du piémont pyrénéen.



© L. Lartigue

C. Des enjeux reconnus pour des forêts devenues très rares

À la recherche des vieilles forêts...

La connaissance des vieilles forêts et de leur étendue à l'échelle de la France n'est pas chose aisée. Si les premières études françaises s'intéressent aux caractéristiques des forêts subnaturelles datent de la fin des années 1980 (Astri et Péchin, 1987 et Gonin 1988, dans les Pyrénées ; premier inventaire des forêts non exploitées, dans les Alpes : Greslier et al. 1993), il faut attendre les années 2010 pour que la thématique suscite un intérêt croissant.

Plusieurs démarches en cours visent à préciser l'étendue des vieilles forêts en France et à les cartographier. Savoie et al. (2022) dressent un tableau détaillé des principaux travaux actuels d'évaluation des vieilles forêts en France.

On peut citer :

- des démarches d'inventaires et de suivis de terrain, **à l'échelle locale ou régionale**. Beaucoup sont concentrées dans les aires protégées (Parcs nationaux, régionaux, réserves nationales, réserves biologiques), mais quelques-unes s'attachent à décrire des territoires plus vastes, au-delà de ces zonages. Ainsi, en régions AURA et Occitanie, les départements de l'Ardèche, l'Isère, d'une part et le Gers, la Haute-Garonne, l'Ariège, les Hautes-Pyrénées et les Pyrénées Orientales d'autre part, sont d'ores et déjà bien couverts par des inventaires. Ces projets sont portés par une diversité d'acteurs et affichent des résultats plus ou moins ponctuels ou exhaustifs (Fig. 7). On notera, en région Occitanie, le **Groupe d'étude des vieilles forêts pyrénéennes (GEVFP)** qui mène un travail conséquent sur cette thématique depuis 2008 ou encore le CBN Massif central qui a développé une boîte à outils dédiée à l'identification des forêts anciennes et matures.



Le groupe d'étude des vieilles forêts pyrénéennes (GEVFP)

Ce groupe de travail constitué d'une diversité d'acteurs (École d'ingénieurs de Purpan, Conservatoire botanique Pyrénées Midi-Pyrénées, Conservatoire d'espaces naturels d'Occitanie, CNPF Occitanie, INRAe DYNAFOR, Nature

Inventaire des vieilles forêts par le GEVFP.



En Occitanie) mène depuis 2008 un travail d'inventaire des vieilles forêts sur l'ensemble des Pyrénées occitanes, ainsi que la partie béarnaise du Parc national des Pyrénées. Cette démarche s'est étendue, depuis 2017, aux milieux de plaine, de moyenne montagne et méditerranéens d'Occitanie.



Une « vieille forêt » selon le GEVFP comprend les attributs de maturité suivants :

- Dans les Pyrénées : **au moins 10 TGB et au moins 10 gros bois morts par hectare.**
- En plaine et en moyenne montagne : **au moins 5 TGB et au moins 6 gros bois morts par hectare.**



Une typologie hiérarchisée a été établie pour ces deux grandes catégories de milieux afin de distinguer des vieilles forêts à haut niveau de maturité de celles à plus faibles niveaux de maturité.

Pour aller plus loin...

Voir les 3 rapports suivants :

- Vieilles forêts pyrénéennes de Midi-Pyrénées - Première phase (Savoie et al. 2011) et Deuxième phase (Savoie et al. 2015)
- Inventaire et caractérisation des noyaux de «vieilles forêts de plaine» - Pour une continuité de la forestière entre Pyrénées et Massif-central (Gouix et al. 2019).

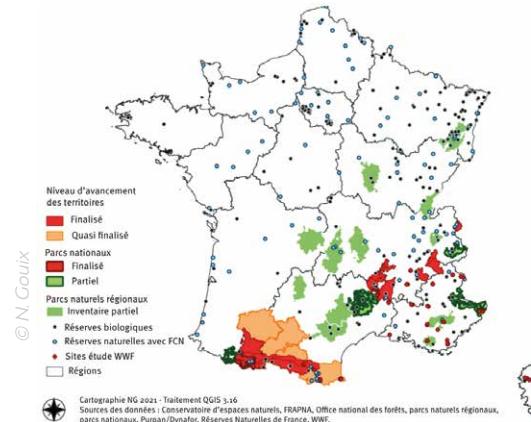


Figure 7 - Carte d'avancement des inventaires des vieilles forêts en France - Extrait de Savoie et al. (2022)

• **À l'échelle nationale**, des démarches de recensement d'informations, portant sur certains zonages spécifiques, apportent des éléments. Par exemple, Réserves nationales de France (RNF) a ainsi recensé les « forêts à caractère naturel » au sein de son réseau (définies ici comme des futaies d'essences autochtones, non exploitées depuis plus

de 50 ans, comprenant des arbres-habitats), en s'appuyant sur des données du Protocole de suivi dendrométrique des réserves forestières (PSDRF) ou à dire d'expert. Il en ressort que près de 15%, soit 7500 ha, de la surface des réserves nationales métropolitaines sont susceptibles d'être des vieilles forêts. Par ailleurs, l'ONF a recensé les surfaces d'unités de gestion, sans coupes depuis au moins 50 ans, pour approcher les forêts subnaturelles (Riedweg, 2021).

Visant une portée cette fois plus exhaustive à l'échelle nationale, Barthod et Trouvilliez (2002) rapportaient l'estimation, à dire d'expert, d'environ 30.000 ha de forêts subnaturelles, soit moins de 0,2% de la surface forestière. Un travail récent, réalisé à l'échelle européenne, avec l'objectif de recenser l'ensemble des forêts subnaturelles connues, rapporte que ces dernières représentent moins de 0,1% de la surface forestière totale en France (données encore partielles) (Barredo et al., 2021).

En utilisant les données statistiques de l'Inventaire forestier national (IGN), on peut citer deux ordres de grandeurs intéressants :

- Les peuplements dont l'étage dominant comporte des arbres « très âgés » (âge variable selon les essences, fixé relativement à l'âge

d'exploitabilité habituel) représentent 2,5% de la forêt française (IGN, 2021).

- À travers une approche de modélisation appuyée sur les données du PSDRF (protocole de suivi dendrométrique des réserves forestières), puis appliquée aux données de l'Inventaire forestier national, Thompson et al. (2022) estiment à 3% la surface de la forêt qui n'aurait pas été exploitée depuis au moins 50 ans (comportant potentiellement des vieilles forêts – on sait cependant que cette durée est rarement suffisante pour retrouver une forte maturité (Bouget et al., 2014; Larrieu et al., 2017, 2019).

Il ressort de la multiplicité de ces démarches plusieurs protocoles d'évaluation des vieilles forêts. **Si tous s'entendent sur la combinaison des caractères d'ancienneté et de maturité, les définitions d'une vieille forêt varient à la marge suivant les protocoles et les études.**

On ne dispose donc pas aujourd'hui d'une estimation rigoureuse et consensuelle, à l'échelle de la France, des surfaces occupées par les vieilles forêts. Ceci constitue un

des premiers objectifs opérationnels du Plan national d'actions « Vieux bois et forêts subnaturelles » qui vise leur protection (voir paragraphe suivant). Cependant, en tirant des enseignements des différentes études mentionnées, on sait d'ores et déjà que **les vieilles forêts sont devenues extrêmement rares, représentant probablement entre 0,1 et 3% de la surface forestière française**, et sont davantage présentes dans les zones de montagne, d'accès difficile, qu'en plaine. Cette situation n'est pas différente dans le reste de l'Europe, où on estime que les vieilles forêts occupent seulement 2% environ de la surface forestière totale (Barredo et al., 2021).

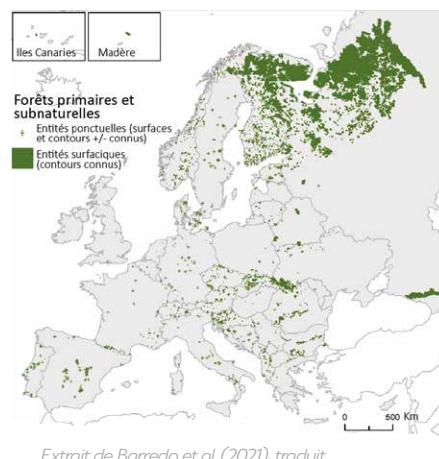


Figure 8 - Forêts primaires et subnaturelles recensées à l'échelle européenne

À l'échelle de l'Occitanie, en s'appuyant sur le travail du GEVFP, dans l'état actuel des connaissances, on estime qu'elles représentent :

- Moins de 0,5% de la surface des forêts en plaine (pour les régions forestières étudiées, les plus favorables, en ex Midi-Pyrénées) ;
- Environ 4% de la surface des forêts en montagne de la partie occitane des Pyrénées.

Malgré ce pourcentage de vieilles forêts dans les Pyrénées centrales bien supérieur à la moyenne, il est établi qu'elles sont trop fragmentées, couvrent trop peu de surface et ne sont pas assez représentatives de la gamme des habitats naturels pour assurer la conservation de la biodiversité associée aux écosystèmes forestiers montagnards pyrénéens (Larrieu et al., 2023). Ainsi, même dans ces situations de montagne plus favorables, la nécessité de les protéger, de renforcer leur représentativité des différentes conditions écologiques, de conforter leurs fonctionnalités et de restaurer leur connectivité reste forte.

Une reconnaissance des enjeux à différentes échelles

Les îlots résiduels de vieilles forêts sont devenus très rares. Leurs particularités, héritées d'une histoire pluriséculaire, voire millénaire, ne sauraient être restaurées dans des forêts récentes, à court terme. **Toute perte de vieille forêt est ainsi non « remplaçable » à des échelles de temps historiques. L'enjeu crucial de leur préservation est aujourd'hui reconnu et des éléments de cadrage politiques et initiatives se mettent en place depuis quelques années et à différentes échelles.**

- La stratégie biodiversité de l'**Union européenne** pour 2030, publiée en 2020, présente l'objectif que 10% des terres soient strictement protégées. Elle précise que dans cet objectif, il sera essentiel de définir, cartographier, surveiller et protéger strictement toutes les vieilles forêts encore présentes dans l'UE. Des lignes directrices ont été définies dans un document de cadrage (European Commision, 2023).

- **Au niveau national**

- La stratégie nationale des aires protégées 2020-2030 prévoit la mise en place de mesures de protection forte sur 70.000 ha de forêt métropolitaine (50.000 en forêt domaniale) dans l'objectif d'atteindre 10% du territoire terrestre et marin reconnu en protection forte » (Axe 1- mesure 1 –Action 1) et d'être ainsi en cohérence avec la stratégie européenne. Le pourcentage de forêts subnaturelles sous protection forte et en libre évolution constitue l'un des indicateurs de réussite de cette mesure.
- La Stratégie nationale Biodiversité 2030 vise la « mise sous protection forte de 100% des forêts subnaturelles d'ici à 2030 », à travers l'application d'un Plan national d'actions « Vieux bois et forêts subnaturelles » (Axe 2 mesure 22 Action 2). Celui-ci constitue une réponse à la stratégie biodiversité européenne qui appelle les États membres à la protection de toutes leurs vieilles forêts. Ce Plan national d'actions est actuellement en cours de rédaction, appuyé sur les ateliers d'un conseil scientifique réunissant une trentaine d'experts et un comité de pilotage associant les acteurs forestiers.
- Le programme «Sylvae», porté par les Conservatoires d'espaces naturels, permet de préserver durablement des vieilles forêts par l'acquisition foncière (<https://reseau-cen.org/faune-flore-habitat/sylvae/>).



- **Aux niveaux régional et local**

Les enjeux reconnus autour des vieilles forêts sont mentionnés dans plusieurs « Plans régionaux de la forêt et du bois, PRFB » (Occitanie, Grand Est...) et donnent lieu à des actions spécifiques.

Des acteurs de l'aménagement des territoires s'emparent également de cette thématique et mènent des actions de sensibilisation dédiées (chartes forestières de territoires, Parcs naturels régionaux, associations de protection de la nature, etc.).





2. La maturité forestière, des rôles précieux à différentes échelles, du collectif au particulier



a.

Dans les vieilles forêts, des éléments de maturité à toutes les phases, une ressource capitale pour les espèces

Contrairement à ce que l'on pourrait penser, le bois mort et les vieux arbres ne sont pas l'apanage des peuplements âgés. **Dans les vieilles forêts, ces éléments de maturité sont présents à toutes les phases du cycle sylvigénétique, en quantité et diversifiés** (Larrieu et al. 2014 ; voir la dynamique de ces forêts et la notion de phases, partie 1a).

Le bois mort représente souvent plusieurs dizaines, voire centaines de m³/ha dans les forêts subnaturelles tempérées. On le retrouve sous différentes formes : sur pied, au sol, mais aussi de manière localisée sur les arbres vivants, souvent âgés (dans les branches mortes du houppier, des cavités...) et à différents stades de décomposition.

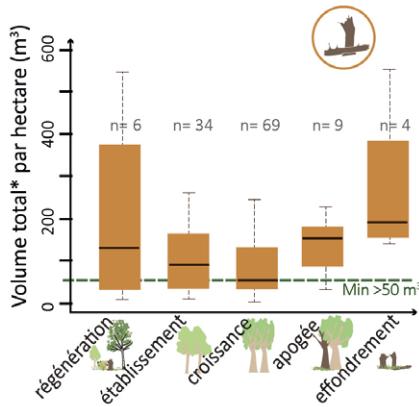


Figure 9 - Volumes de bois morts dans les forêts subnaturelles mixtes de montagne (Europe tempérée), au cours du cycle sylvigénétique

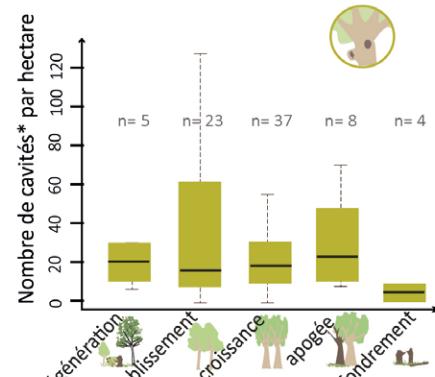
Les volumes de bois mort varient lors des différentes phases, mais ne descendent pas en dessous de 50 m³/ha en moyenne, y compris dans les phases de régénération (Fig. 9). De même les disponibilités en dendromicrohabitats (voir encart p. 81) restent globalement élevées (Fig. 10).

Avant que l'Homme ne commence à modifier significativement les milieux, la biodiversité forestière a donc évolué durant des millénaires avec de grandes quantités de

vieux arbres et bois morts, présents de manière continue dans l'espace et dans le temps.

Une large proportion de notre biodiversité forestière est ainsi dépendante de cette ressource et adaptée aux caractéristiques des vieilles forêts (quantité, diversité, continuité des habitats liés aux bois morts et vieux arbres). On les désigne sous le terme d'**espèces saproxyliques**. Elles représentent plus de 25% de l'ensemble des espèces forestières (Stokland et al., 2012). Beaucoup d'entre elles sont ainsi :

- peu mobiles -> nécessitent une continuité spatiale et temporelle de la ressource,
- spécialisées vers des formes de bois morts particulières -> nécessitent une diversité de formes de bois mort (essences, dimension, stades...), parfois en grande quantité et des processus d'évolution spécifiques (exemple des cavités à terreau évoluées).



* Cavité de pics, à terreau et concavités racinaires. Diamètre > 3 cm, sur arbres vivants et chandelles. D'après Larrieu et al. 2014.

Figure 10 - Densité de cavités dans les forêts subnaturelles mixtes de montagne



Le champignon polypore *Phellinus hartigii* se développe sur des bois déperissants ou morts de Sapin.

Les espèces saproxyliques

La saproxylisation, du grec ancien *sapros* « pourri » et *xulon* « bois », désigne le processus de décomposition du bois.

Les espèces saproxyliques sont des organismes dépendants, sur tout ou partie de leur cycle de vie, des blessures ou du bois en décomposition présent sur les arbres vivants, affaiblis ou morts, que ce soit pour se nourrir, pour nicher, s'abriter ou se reproduire. Les espèces dépendantes d'organismes saproxyliques sont également elles-mêmes considérées comme saproxyliques (ex. coléoptères vivant dans des champignons polypores).

On compte des espèces saproxyliques parmi de nombreux groupes : mousses, lichens, oiseaux, mammifères, amphibiens, reptiles, mollusques, mais ce sont chez les insectes, en particulier les coléoptères, et les champignons qu'elles sont les plus nombreuses.

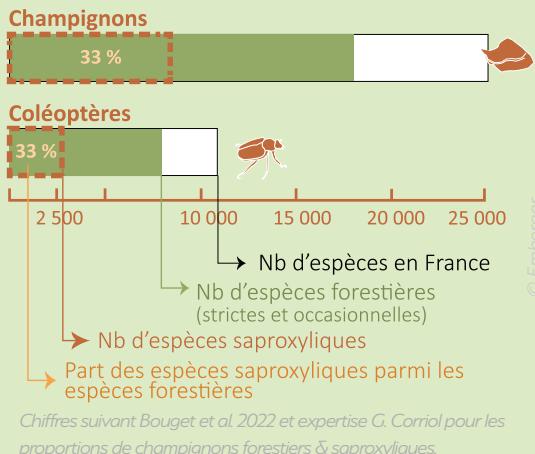


Figure 11 – Forte représentation des espèces saproxyliques chez les coléoptères et les champignons forestiers

b. À l'échelle des peuplements, dans les forêts de production, la maturité au service de la sylviculture

Dans les forêts cultivées, les éléments de maturités, vieux arbres, bois morts et arbres-habitats, sont présents en moins grandes quantités qu'en forêts naturelles, en libre évolution. Pour autant, **ces ressources et leurs espèces associées sont indispensables pour assurer des fonctions liées à la productivité des écosystèmes et donc in fine à la production de bois et d'autres services socio-environnementaux à long terme.** Il est donc également nécessaire de les conserver dans les forêts cultivées.

Les espèces saproxyliques contribuent au recyclage de la matière organique et ainsi à la fertilité du sol et la croissance des arbres

Une restitution des nutriments via la décomposition du bois

Le bois est constitué de molécules carbonées complexes (cellulose, hémicelluloses, lignine). Issues des produits de la photosynthèse, elles associent du carbone, de l'oxygène et de l'hydrogène provenant de l'atmosphère et des éléments minéraux puisés dans le sol. Ainsi, **ces éléments minéraux, immobilisés au sein du bois durant toute la vie de l'arbre, représentent une part importante des nutriments de l'ensemble de l'écosystème.** Par exemple, dans une hêtraie de la forêt de Fontainebleau, avec une biomasse d'environ 300 tonnes/ha de bois, on estime que celle-ci contiendrait près de 25 % du potassium, 20 % du calcium et 15 % de l'azote de l'ensemble de l'écosystème.

Seuls des organismes saproxyliques chez les champignons, bactéries, insectes (en association avec des bactéries spécialisées), possèdent, au sein de leurs systèmes digestifs, les enzymes permettant de briser les liaisons chimiques de

ces composés pour les dissocier en éléments simples et libérer les nutriments après la mort de l'arbre. Au fur et à mesure de cette « digestion » des molécules carbonées, les pièces de bois mort se concentrent ainsi progressivement en nutriments. Palviainen et al. (2010) mettent par exemple en évidence que 40 ans après la coupe des arbres, la teneur en phosphore de souches de Pin sylvestre et d'Épicéa commun a doublé.

Au-delà de la décomposition chimique, toute une diversité d'espèces saproxyliques contribuent au recyclage du bois et à la restitution des nutriments au sol. Certaines procèdent à l'attaque physique du bois mort (pics, coléoptères...), d'autres le digèrent donc chimiquement grâce à des enzymes diversifiées. En fin de processus de décomposition, les espèces de litière prennent le relais et contribuent à disperser les nutriments. Les actions de l'ensemble de ces organismes sont ainsi très complémentaires et permettent d'aboutir à la décomposition complète d'une

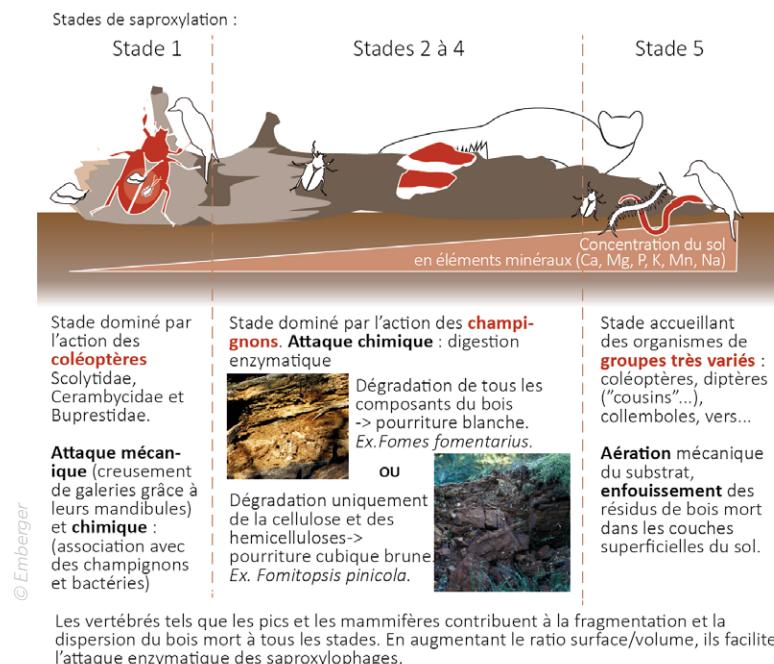


Figure 12- Diversité d'espèces nécessaire à la décomposition du bois mort

pièce de bois mort et au retour des nutriments au sol (Fig. 12). On distingue de ce fait différents stades de décomposition du bois également appelés « stades de saproxylation ».

Un enrichissement en azote propre aux bois morts

En plus de cette restitution de nutriments, le bois mort s'enrichit en azote au cours de sa décomposition, grâce à l'action de champignons et de bactéries.

En effet certaines espèces de bactéries fixatrices de l'azote atmosphérique y sont présentes et contribuent à enrichir ce substrat. Les taux estimés d'azote fixé annuellement dans les forêts subnaturelles sont de l'ordre d'1kg/ha/an dans une large gamme d'écosystèmes forestiers (Harmon et al., 1986). Des phénomènes similaires s'observent en présence de certaines espèces de coléoptères, notamment le Pique-prune (*Osmmoderma eremita*), espèce vivant dans les grandes cavités d'arbres pluricentenaires, qui enrichissent le terreau des cavités dans lesquelles elles vivent, grâce à des symbioses avec des bactéries fixatrices d'azote (Jönsson et al., 2004). Les auteurs observent également de plus fortes teneurs en phosphore dans le terreau des cavités à Pique-prune.

Champignon *Hericium clathroides* sur bois mort au sol, en forêt de Grésigne (81). Les champignons saproxyliques contribuent à la fertilité des sols, en permettant le recyclage des molécules constitutives du bois.



On suppose par ailleurs que les rhizomorphes des champignons et racines des plantes colonisant le bois mort, en particulier aux stades avancés de décomposition, constituent également des portes d'entrée importante en azote et autres nutriments.

Ces éléments s'accumulent dans le bois mort au moment de la décomposition de ces tissus (racines, rhizomorphes) (Błońska et al., 2020; Harmon et al., 1986)

Des gestions sylvicoles dans lesquelles l'ensemble des bois sont récoltés, sans permettre la constitution d'un stock de bois mort, contribuent alors à appauvrir le sol en nutriments et à réduire la production (Fig. 13).

Simulation du modèle FORCYTE 10, peuplement de *Tsuga* de l'Ouest (Oregon) sur 6 révolutions successives de 90 ans.

A la fin de chaque cycle : coupe rase - plantation et prélevement ou maintien des bois morts.

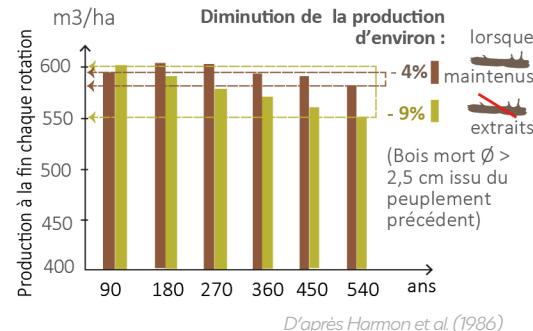


Figure 13 - Simulation de l'effet du retrait systématique des bois morts sur la productivité d'un peuplement

Le bois mort constitue un substrat particulier, permettant une restitution progressive d'eau et de nutriments, localement

Le bois mort, en particulier aux stades de décomposition avancée, constitue un réservoir en eau. Du fait de sa porosité, il retient l'eau de pluie et celle présente dans les tissus ligneux libérée lors de la décomposition. La réserve d'eau constituée localement peut être alors conséquente (Fig. 14). **Le bois en décomposition participe au cycle hydrologique et contribue à limiter les effets des sécheresses** en restituant à l'écosystème une partie de cette eau stockée lors des phases d'assèchement. Un « manchon » d'air humide est ainsi présent autour des bois morts (Iablokoff, 1953).

Avant qu'il ne soit complètement décomposé, **le bois mort constitue également une réserve de nutriments qui vont progressivement être libérés** (Błońska et al., 2024).

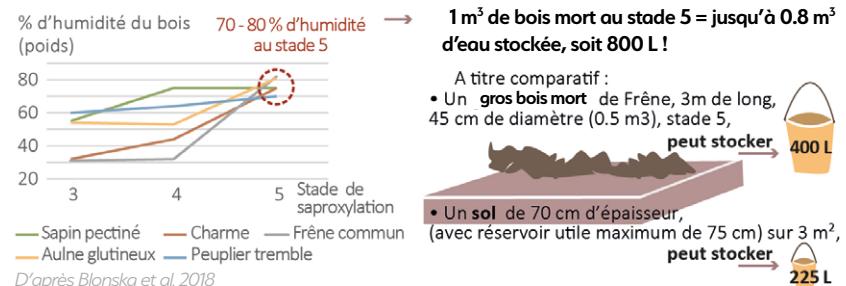
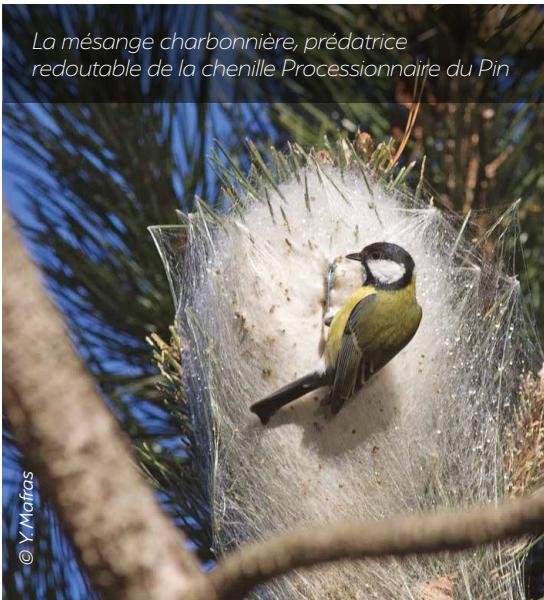


Figure 14 – Capacité de rétention d'eau des bois morts au sol

Ce temps de restitution présente un intérêt : tant qu'ils sont immobilisés dans le bois et plus tard dans la matière organique insoluble du sol, ces nutriments sont préservés des phénomènes de « lixiviation », au cours desquels ils seraient entraînés en profondeur lors d'épisodes pluvieux brutaux (ce à quoi sont exposés les nutriments présents dans la solution du sol). Ainsi un équilibre entre des stocks de nutriments immédiatement disponibles (en solution dans le sol), rapidement disponibles (sur le complexe adsorbant) et disponibles à moyen et long terme (dans le bois mort ou ensuite dans la matière organique de l'humus) constitue une forme d'assurance de disponibilité en nutriments dans le temps.

Les vieux arbres et les bois morts permettent d'accueillir des espèces participant à la régulation d'insectes déprédateurs (chenilles défoliarices, scolytes, ...)

Parmi les mammifères et oiseaux utilisant les vieux bois, certaines espèces se nourrissent d'insectes « déprédateurs », pouvant ponctuellement pulluler et provoquer des baisses de croissance, voire des mortalités des arbres. Par exemple, la chauve-souris Barbastelle d'Europe, logeant dans des fentes des arbres, ou encore la Mésange charbonnière, logeant dans des cavités, mangent des adultes ou des chenilles de papillons défoliateurs, comme les Processionnaires. Les Pics, creusant leurs loges dans des bois morts sur pied ou des parties d'arbres vivants ramollies par l'action des champignons saproxyliques, se nourrissent notamment de scolytes, insectes sous-corticaux, affaiblissant, voire provoquant la mort de l'arbre colonisé.



Le rôle joué dans la régulation peut être conséquent : en hiver, une mésange prospecte plus de 1000 arbres par jour et consomme environ 25 insectes de taille moyenne toutes les minutes pour survivre (Gibb 1960 in Barbaro 2008). Les mésanges bleue et charbonnière sont spécialistes de chenilles défoliarices des arbres. Une chauve-souris consomme la moitié de sa masse corporelle en insectes chaque nuit : jusqu'à 250 chenilles ou 1000 moustiques en une seule nuit pour certaines espèces. Sur les espèces d'insectes considérées comme « nuisibles » pour les forestiers (moins de 0,5% des espèces d'insectes), les 2/3 sont nocturnes, d'où le rôle prépondérant des chauves-souris dans leur régulation (Lauer & Tillon, 2023).

Ces espèces déprédatrices ont leur place dans les écosystèmes forestiers et font partie des cycles naturels. Aucun moyen de lutte ne permettra de les éviter complètement. Par ailleurs, une fois les pullulations initiées, l'efficacité des mesures de coupes sanitaires généralement préconisées dans les peuplements touchés reste très discutable (Jactel & Marini, 2022) et avec des impacts négatifs sur la biodiversité forestière (Cours et al., 2023). Ainsi, **permettre aux peuplements de développer leurs propres défenses naturelles, notamment en maintenant des habitats pour accueillir des prédateurs insectivores, semble être une manière pertinente de limiter les dégâts massifs lorsque ces pullulations se présentent.** Cela facilite également un retour à un état d'équilibre après les épisodes de crises sanitaires.

Les vieux arbres et bois morts jouent des rôles dans la régénération des essences

À travers la pollinisation des plantes, arbres et arbustes

Un certain nombre d'insectes saproxyliques, bien que dépendant de bois en décomposition au stade larvaire, sont floricoles au stade adulte. Ils contribuent alors à la pollinisation des fleurs de nombreuses plantes, dont certains arbres et arbustes feuillus (Châtaignier, Merisier, Érables, Tilleuls, Sorbiers...). On retrouve des espèces saproxyliques au sein des quatre groupes d'insectes polliniseurs : coléoptères, lépidoptères (papillons), diptères (mouches, syrphes), hyménoptères (abeilles, bourdons...). Ce rôle de pollinisation n'est pas anecdotique : **chez les coléoptères, par exemple, 20% des espèces saproxyliques sont floricoles** (Bouget et al., 2019).



À travers la dispersion des graines

Les vieux bois permettent d'accueillir des mammifères, oiseaux et insectes intégrant dans leurs régimes alimentaires des proportions plus ou moins importantes de graines et baies d'arbres. Ils contribuent de manière significative à la dispersion de ces graines. On estime que **30 à 40% des espèces d'arbres des forêts tempérées dépendent des animaux pour la dispersion de leurs graines** (Neuschulz et al., 2016).

Le bois mort, un substrat fertile

Le bois mort est le substrat de prédilection pour la régénération de certaines essences de montagne, notamment dans des milieux contraignants avec peu de ressources : Épicéa commun, Sapin pectiné, Sorbier des oiseleurs par exemple.

Sa concentration en nutriments et en eau, la surélévation par rapport aux végétaux concurrents ou une litière épaisse, sa capacité à restituer de la chaleur sont favorables aux semis. Les champignons mycorhiziens, profitant également de l'humidité du bois pourri, colonisent facilement ces plantules, puis participent à leur croissance.

Les vieux arbres, des semenciers intéressants !

En particulier lorsqu'il s'agit d'essences secondaires ou plus rares localement, ils permettent d'ensemencer régulièrement la forêt (au gré des perturbations ou suivant les successions végétales), en maintenant une diversité d'essences.

Les vieux arbres constituent des supports particuliers pour les champignons mycorhiziens participant à l'alimentation et la protection des arbres

Les vieux arbres jouent des rôles importants vis-à-vis de la diversité des **champignons mycorhiziens**. Ces espèces qui colonisent les racines des arbres suivent des dynamiques de succession similaires aux plantes. Des espèces de champignons de début de succession, qui colonisent de jeunes peuplements

au moment d'une reconquête forestière, laisseront progressivement leur place à des espèces de fin de succession, plus spécialisées. En effet, la maturation d'une ambiance forestière et le vieillissement des arbres (modification d'un bilan carboné et de l'allocation de sucre aux racines, changement de la balance hormonale, etc.) permettent à ces espèces spécifiques de s'installer.

Le maintien de vieux arbres dans les peuplements permet de conserver une diversité spécifique de champignons mycorhiziens associés qui pourront prendre le relais sur la génération future d'arbres et contribuer à leur croissance le moment venu (Sterkenburg et al., 2019).

Les champignons mycorhiziens limitent également le risque de forte expression de champignons pathogènes racinaires, via différents mécanismes (Garbaye, 2013) :

- Les filaments mycéliens s'agglomèrent en manchons au niveau des racines (on parle d'« ectomycorhizes », qui constituent la forme de mycorhization la plus fréquente des arbres de forêts tempérées) et constituent une barrière de protection physique.
- Ils stimulent la flore bactérienne autour des racines et produisent des substances antibiotiques pouvant inhiber certains pathogènes.
- Ils limitent les ressources carbonées disponibles pour les pathogènes, en utilisant eux-même cette ressource.



Les champignons mycorhiziens

s'associent aux racines des arbres et permettent des échanges symbiotiques avec leur hôte. Le champignon apporte à l'arbre de l'eau et des éléments minéraux puisés au sein de son vaste réseau mycélien, alors que l'arbre lui fournit des sucres élaborés par la photosynthèse.



Pour aller plus loin...



Ces éléments sont en partie issus de différents supports de vulgarisation :

- Des fiches sur le rôle fonctionnel de la biodiversité téléchargeables au lien suivant : <https://occitanie.cnpffr/foret-irreguliere-ecole>
 - Bois morts et vieux arbres, piliers du fonctionnement des écosystèmes forestiers. (Emberger & Molines, 2021)
 - Champignons mycorhiziens et arbres : partenaires indissociables (Emberger et al., 2018)
 - Insectes polliniseurs en forêt, un « effet papillon » sur le fonctionnement de l'écosystème (Emberger et al., 2021)
- Le document *Dix facteurs clés pour la diversité des espèces en forêt Comprendre l'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP)* (Emberger et al., 2016)

Amanite tue-mouche et Cèpe de Bordeaux, deux champignons mycorhiziens célèbres...

© M. Bartoli



P. Gayol © photothèque CNPF

C. Aux échelles du paysage et globale, des services collectifs et particuliers

À l'échelle plus globale, la présence de vieilles forêts et d'éléments de maturité au sein des peuplements contribue de manière significative à des services bénéfiques à la société comme aux particuliers.

La présence de zones de vieilles forêts au sein d'un massif contribue de manière positive aux équilibres naturels des parcelles avoisinantes

De par leurs caractéristiques, ces forêts hébergent des plus grandes diversités d'espèces que les forêts cultivées. Ainsi, vis-à-vis des fonctions évoquées dans le paragraphe précédent, les rôles joués par certaines espèces dépassent l'échelle du peuplement et contribuent également à des bénéfices à l'échelle du massif ou du paysage.

Concernant le rôle de régulation des pullulations d'insectes dans les peuplements par les chauves-souris et les pics, on sait par exemple que :

- les territoires de chasse de ces espèces prédatrices d'insectes peuvent être assez étendus. Bien que très variables en fonction des caractéristiques des milieux environnants, de l'espèce et de la taille des colonies, les surfaces prospectées par les chauves-souris sont souvent supérieures à 1000 ha (Lauer & Tillon, 2023) ou encore de l'ordre de 200 à 500 ha pour un couple de Pics noirs (Cuisin, 1992).
- Les densités d'individus sont bien plus importantes dans les vieilles forêts que dans les forêts cultivées (pour les pics : Bobiec et al. 2005; Legrand et Bartoli 2005). L'abondance des pics est positivement liée à la proportion

de forêts âgées de plus de 100 ans et les volumes de bois mort dans le paysage (Fayt et al., 2005). **Ces milieux peuvent alors jouer le rôle de « réservoirs » d'espèces régulatrices vis-à-vis de peuplements forestiers moins matures.**

Sous réserve que la proportion de vieilles forêts soit suffisante et que la matrice interstitielle comporte des éléments favorables, **les peuplements avoisinant les vieilles forêts peuvent être prospectés et profiter du rôle de prédateur de ces vertébrés.**

Dans les massifs régulièrement fréquentés par les pics et dans lesquels les populations se reproduisent (la dispersion des jeunes joue un rôle majeur dans la pression de prédation sur les zones touchées), la régulation peut s'opérer avant d'atteindre un niveau critique, pour les populations de scolytes notamment.

Les dynamiques de populations de ces insectes sont alors plus stables. Cela n'empêche pas l'émergence de pics de pullulations d'insectes, qui font partie de la dynamique naturelle des forêts, mais ces derniers peuvent être d'ampleur plus réduite ou moins fréquents. On suppose en effet que plus la fragmentation des habitats favorables est forte, plus les explosions d'insectes sont fréquentes (Fayt et al., 2005). Plusieurs études finlandaises illustrent d'ailleurs de plus faibles proportions de scolytes dans les vieilles forêts que dans les forêts cultivées (Martikainen et al., 2000; Väistönen et al., 1993).

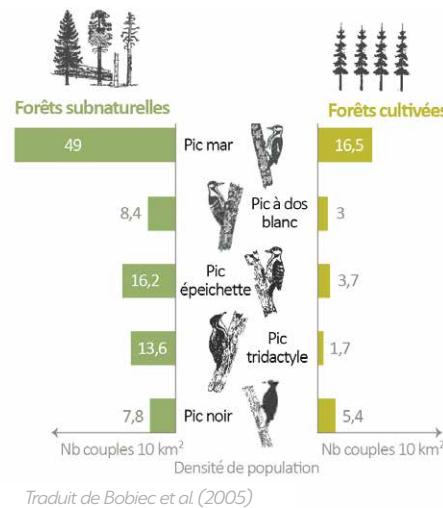


Figure 15 - Densité des populations de Pics en forêts subnaturelles et en forêts cultivées

Par ailleurs, l'hétérogénéité structurale à l'échelle des paysages, à laquelle contribue la présence des vieilles forêts, participe à diminuer l'ampleur des perturbations liées aux insectes (Marini et al., 2022). En particulier, la diversité d'essences, généralement importante dans ces forêts, contribue favorablement à limiter les impacts liés aux insectes phytophages et xylophages, comparativement à des peuplements purs (Jactel et al., 2021). **Suite à une perturbation dans un massif, la présence de ces écosystèmes à haut niveau de fonctionnalité facilite la restauration (réénérgénation, retour de la biodiversité et de fonctions associées, ...) des peuplements.**

Les vieilles forêts, en libre évolution, stockent et accumulent de grandes quantités de carbone

Dans le contexte de changement climatique, les forêts concentrent beaucoup d'attentes en matière de séquestration de CO₂ et d'atténuation de l'effet de serre. La sylviculture, en modifiant la structure, la composition et la dynamique des peuplements forestiers interagit avec le cycle du carbone. Plusieurs méthodes ont émergé au cours de la dernière décennie afin de quantifier et comparer le stockage de carbone de différentes trajectoires de gestion.

- **On reconnaît facilement aux vieilles forêts la qualité de stocker des quantités de carbone considérables**, du fait de volumes de bois vivants et morts souvent élevés, n'étant pas réduites par des prélèvements anthropiques. Ainsi, dans les forêts naturelles boréales et tempérées, les biomasses des peuplements augmentent durant des siècles, pouvant dépasser 1000 m³ à l'hectare dans certains contextes (1400 à 1800 m³/ha dans des peuplements de la côte Ouest des États-Unis, Luyssaert et al. 2008).

En plus des arbres vivants, les gros bois morts, présents en grande quantité dans les vieilles forêts, séquestrent durablement le carbone des tissus les composant. Pan et al. (2011) estiment ainsi que 8% du carbone forestier mondial est contenu dans du bois mort. La décomposition des bois morts, en particulier des grosses pièces, requiert généralement plusieurs décennies. En plus du diamètre, la vitesse de décomposition dépend des conditions climatiques locales, de l'essence et de sa position (mort au sol, mort debout, exposé au soleil ou sous couvert...), mais on peut considérer qu'il faut en moyenne plus de 30 à 100 ans pour décomposer des gros bois morts en forêt, ce qui constitue une « durée de vie » du carbone significative (Amiar et al., en cours de rédaction). Kahl et al. (2017) reportent, par exemple, des durées de près de 100 ans pour la décomposition de grosses pièces de chênes en Allemagne. Celle-ci peut s'étendre à près de 200 ans, dans certains cas extrêmes, comme par exemple pour du Mélèze (Amiar et al., en cours de rédaction).

Distinguer stock et flux de carbone en forêt

Une forêt se caractérise par un **stock de carbone** = une quantité de carbone présente dans sa biomasse (aérienne et souterraine) et dans son sol à un instant t.

Une forêt connaît également quotidiennement des **flux de carbone**. Elle capte du CO₂ via la photosynthèse et constitue ainsi sa biomasse, mais en relargue aussi une certaine quantité via sa respiration (de la végétation et du sol, dont les microorganismes qui décomposent la matière organique morte) et la décomposition de certaines parties de bois. La « production nette de l'écosystème (NEP) » permet de mesurer le bilan de ces flux et ainsi chiffrer la séquestration réelle de carbone, soit la fonction de puits de carbone.

NEP = production primaire nette (NPP, quantité de carbone utilisée pour accroître la biomasse) – [moins] la respiration « hétérotrophe », issue de la décomposition de la matière organique du sol.

La NEP est généralement exprimée annuellement.



Les biomasses élevées des bois vivants et morts des vieilles forêts constituent des stocks durables de carbone.

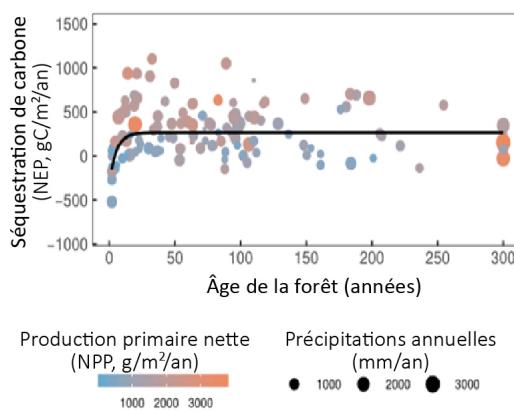


Les grandes quantités de bois morts présents dans les vieilles forêts contribuent également à enrichir le sol en carbone (Błońska et al., 2023). Ce compartiment du sol et de la litière joue un rôle important, représentant plus de 50 % du stock total de carbone des forêts (Martel et al., 2015 ; Dupouey et al. 2000). La dynamique de ce stock n'est pas homogène selon les horizons. Ceux situés en surface peuvent être facilement perturbés par certains aléas ou certaines pratiques en forêts cultivées (coupes rases et coupes fortes, travaux préparatoires à la plantation, ...), pouvant entraîner des déstockages importants. On s'attend ainsi à une plus grande stabilité du carbone stocké dans les sols des vieilles forêts, du fait de l'absence de ces types d'interventions.

- Les capacités des vieilles forêts à accumuler durablement du carbone (contribuer au flux de séquestration), font davantage débat. Il est fréquemment avancé que les vieilles forêts ne sont

plus des puits de carbone car l'absorption du CO₂ serait compensée par la respiration et que seuls les jeunes peuplements contribuaient de manière significative à la séquestration. Cependant ces affirmations sont de plus en plus contredites par des études scientifiques et on sait aujourd'hui que :

- **À l'échelle du peuplement**, les jeunes forêts ont une croissance plus forte et ainsi un taux de séquestration dans la biomasse vivante plus élevé (Chuine et al., 2023). Pour autant, **les forêts âgées continuent de séquestrer du carbone sur du très long terme**. Après un pic de croissance dans les premières décennies, l'accroissement et l'accumulation annuelle nette de carbone (NEP) se stabilisent ou déclinent très progressivement, mais restent positifs dans la très grande majorité des cas (Besnard et al., 2018; Curtis & Gough, 2018; Luyssaert et al., 2008).



Extrait de Besnard et al. 2018, traduit.

Figure 16 - Séquestration de carbone en fonction de l'âge des forêts

Cependant cette tendance est aussi fortement influencée par la fertilité de la station (climat, propriétés du sol et disponibilité en nutriments), ce qui peut amener des bilans variables en fonction des contextes.

- **À l'échelle individuelle de l'arbre**, les gros et vieux arbres continuent de séquestrer des quantités importantes de carbone. Stephenson et al. (2014), après avoir analysé la croissance de plus de 400 espèces d'arbres des forêts tempérées et tropicales en fonction de leurs diamètres, concluent que les taux d'accroissement et donc de séquestration de carbone augmentent avec le diamètre des arbres pour près de 90% des espèces, voire 94% des espèces en

restreignant l'échantillon aux espèces atteignant les plus larges diamètres (> 100 cm). Köhl et al. (2017) font le même constat dans une étude concentrée sur 3 espèces d'arbres en contexte tropical et indiquent même que 2 des 3 espèces étudiées accumulent entre 40 et 50% de leur stock total de carbone dans le dernier quart de leur vie. Ainsi, **les très gros bois ne sont pas seulement des réservoirs de carbone, mais séquestrent annuellement des taux de carbone élevés**.

En dépit d'une productivité plus faible à l'échelle des peuplements (surtout démontrée pour des peuplements équatoriens), les surfaces foliaires totales plus importantes de ces gros arbres leur conféreraient des accroissements supérieurs aux jeunes arbres (Stephenson et al., 2014).

Ainsi, **tant pour un rôle de réservoir (stock) que de puits (flux) de carbone, les vieilles forêts présentent un grand potentiel dans l'enjeu d'atténuation du changement climatique**. Chercher à les exploiter pour rajeunir les peuplements dans l'idée de stimuler la séquestration de carbone ou jouer sur des effets de substitution est un non-sens. La meilleure stratégie carbone vis-à-vis de ces milieux consiste sans ambiguïté à les préserver afin de permettre l'accumulation et le stockage de carbone in situ.

Ce service rendu par les vieilles forêts vis-à-vis du carbone dépasse l'échelle individuelle et l'intérêt du seul propriétaire, mais concerne plus globalement nos sociétés entières. C'est pourquoi une méthode de quantification du carbone séquestré dans les forêts en libre évolution a été proposée, **la méthode Label bas carbone forêts en libre évolution**, afin de pouvoir rémunérer ce service écosystémique aux particuliers qui font le choix de laisser évoluer librement des portions de leurs forêts.



La méthode Label bas carbone « Libre évolution »

Au regard de l'enjeu important que représentent les « vieilles forêts » à la fois pour le carbone et la biodiversité, la Fédération des Conservatoires d'espaces naturels et la Fédération des Parcs naturels régionaux, avec l'appui de Gaëtan du Bus de Warnaffe (Arbre et bois Conseil), élaborent actuellement une méthode Label Bas Carbone « Libre évolution » pour proposer au niveau national une solution d'accompagnement de type « Paiement pour service écosystémique » aux propriétaires de forêts.

Le principe de la méthode est de contribuer, par la mise en libre évolution de peuplements matures, au stockage de carbone sur le long terme au sein de l'écosystème, tout en maintenant une biodiversité remarquable et fonctionnelle importante pour les territoires. Reconnue comme une solution fondée sur la nature pertinente pour la stratégie d'atténuation des changements climatiques, la méthode ne vise pas exclusivement les vieilles forêts mais tous les peuplements présentant les premiers signes de maturité (dont 70% du peuplement a dépassé le diamètre d'exploitabilité ou avec une certaine densité de très gros bois vivants et gros bois morts), et donc un fort potentiel de reconstitution de vieilles forêts à moyen terme. La méthode ambitionne donc à la fois la préservation des vieilles forêts soumises à pression d'exploitation et la restauration de la trame de « vieux bois » au sein des territoires par la mise en place d'îlots de libre évolution.

En cours d'instruction au sein des services des ministères, la méthode « Libre évolution » devrait constituer dès 2026 un nouvel outil pour accompagner les propriétaires vers la mise en libre évolution de parcelles forestières à enjeux.

Voir Amiar et al. (en cours de rédaction).



3. Des échanges nécessaires entre vieilles forêts en libre évolution et forêts cultivées



a. Continuité et connectivité : des nécessités vitales

Si l'on comprend désormais la nécessité et l'importance des vieux bois pour la biodiversité et le fonctionnement de l'écosystème, il est nécessaire de raisonner les besoins des espèces à différentes échelles spatiales et temporelles.

En effet, il ne suffit pas d'avoir une ressource abondante en un point de l'espace pour permettre l'expression de la biodiversité et des fonctions associées. Les individus d'une même espèce vivant dans un même lieu et échangeant librement des gènes via la reproduction constituent une population. Cette population, pour se maintenir, nécessitera tôt ou tard de se déplacer car :

- **Les habitats et ressources forestières sont souvent éphémères** : un bois mort, une cavité, une essence pionnière... sont amenés à évoluer, disparaître ou se faire remplacer. Par ailleurs ces éléments sont présents de manière ponctuelle dans l'espace. Les ressources sont donc spatialement et temporairement « délimitées », telles que définies dans le concept de « patch de ressources éphémères » selon Finn (2001). Les espèces dépendantes de ces habitats n'ont alors d'autres choix que de se disperser, au travers d'une matrice, à la recherche d'un nouvel habitat équivalent.
- **Des échanges de gènes entre différentes populations d'une même espèce favorisent la diversité génétique des individus. Cette diversité participe à une meilleure adaptabilité aux milieux et aux conditions environnementales, en particulier dans des contextes de changement global.** Ainsi un noyau isolé d'individus d'une même espèce est à la fois plus fragile face à l'évolution de conditions environnementales et exposé à des phénomènes de dégénérescence génétique. Ces phénomènes menacent conjointement la viabilité de cette population à long terme.

On parle de connectivité pour désigner le degré de liaison entre sous-populations occupant des domaines disjoints dans l'espace (Bastien & Gauberville, 2011). La connectivité est impactée par différents facteurs :

- La distance entre habitats et ressources favorables pour une espèce : plus le maillage d'habitats est fin dans l'espace et les ressources proches les unes des autres, plus les individus auront de la facilité à les atteindre.
- La capacité biologique de dispersion des individus, très variable en fonction de l'espèce (notamment capacité de vol ? Mode de dispersion des cellules reproductrices ? Taille des organismes ? etc.). Les oiseaux et les chauves-souris sont naturellement bien plus mobiles que des coléoptères aptères (sans ailes) ou des plantes à reproduction végétative dominante.
- Les caractéristiques de la matrice entre habitats favorables : cette matrice peut être plus ou moins perméable en densité (encombrement du sous-étage par exemple) et en qualité (nature des végétaux présents, présence de ressources clés par exemple). Elle peut être homogène et continue ou présenter des discontinuités fortes (interruption par un large axe de circulation).

La fragmentation des habitats constitue l'une des menaces majeures pour la biodiversité. Elle mène souvent non seulement à la réduction des surfaces des habitats disponibles pour les espèces, mais aussi à l'isolement croissant de ces derniers. On parle du phénomène d'« insularisation ». Aujourd'hui, 70% des forêts dans le monde se trouvent à moins d'un km d'une lisière et cette proportion est grandissante (Haddad et al., 2015).

À l'échelle du paysage, la viabilité d'une espèce dépend alors des quantité et qualité de ressources au niveau de son milieu de vie immédiat mais aussi de la connectivité avec d'autres ressources favorables, disjointes dans l'espace, et avec d'autres populations.

En fonction des problématiques, certains gestionnaires se concentreront sur les besoins en termes de connectivité d'une espèce en particulier (cas d'une espèce à enjeux dans un contexte donné). Cependant, pour une prise en compte plus

globale de la biodiversité, compte-tenu de la forte variabilité des capacités de dispersion des espèces, **une solution pragmatique consiste à considérer les patrons de dispersion des espèces les moins mobiles pour raisonner des réseaux d'habitats**. On considère alors que la prise en compte de ces besoins permet d'englober les besoins d'un maximum d'espèces.

Que sait-on des capacités de dispersion des espèces forestières les moins mobiles ?

Ces phénomènes sont complexes à étudier et le niveau de connaissance actuel reste très partiel, notamment car (Komonen & Müller, 2018) :

- Dans les faits, très peu d'études permettent de démêler réellement les rôles des différents facteurs jouant sur la capacité de dispersion. Il est ainsi souvent difficile de dire si les limitations des individus à parcourir une distance sont liées à leurs capacités intrinsèques ou à des caractéristiques limitantes de la matrice.
- Les distances étudiées dans les dispositifs expérimentaux des études sont souvent limitées à quelques km et les nombres de recaptures d'individus insuffisants pour conclure. Ainsi, les résultats peuvent être complexes à interpréter. Il est possible que les capacités de dispersion des espèces soient sous-évaluées en lien avec ces biais expérimentaux.

On peut toutefois retenir que :

- Les écosystèmes forestiers tempérés, soumis à des régimes de perturbations amenant majoritairement des trouées de petite taille, ont favorisé des espèces avec des faibles capacités de dispersion, contrairement aux forêts boréales naturellement perturbées par des feux de grande envergure (Nilsson et al., 2001).
- Les qualités des matrices (et densités d'éléments favorables) entre îlots sont essentielles dans les capacités de dispersion.

- **Les distances de dispersion maximales actuellement identifiées sont souvent limitées à un ou quelques kilomètres, voire quelques centaines de mètres pour les espèces d'insectes saproxyliques** (Komonen & Müller, 2018). Plusieurs auteurs rapportent que des coléoptères de cavités à terreau franchissent rarement plus de 200m, même si physiologiquement, certains individus de ces espèces pourraient parcourir quelques kilomètres (de Groot, 2022; Gouix, 2011; Ranius & Hedin, 2001). Les cas les plus extrêmes sont probablement illustrés par les plantes à reproduction végétative, dont les



populations ne se déplacent pas plus de quelques mètres par an. Paradoxalement, on constate pourtant que la variabilité génétique entre populations (y compris saproxyliques) distantes de plusieurs dizaines de km est assez faible. Ceci laisse supposer des brassages génétiques à des distances supérieures à ce que l'on a tendance à imaginer (Komonen & Müller, 2018).

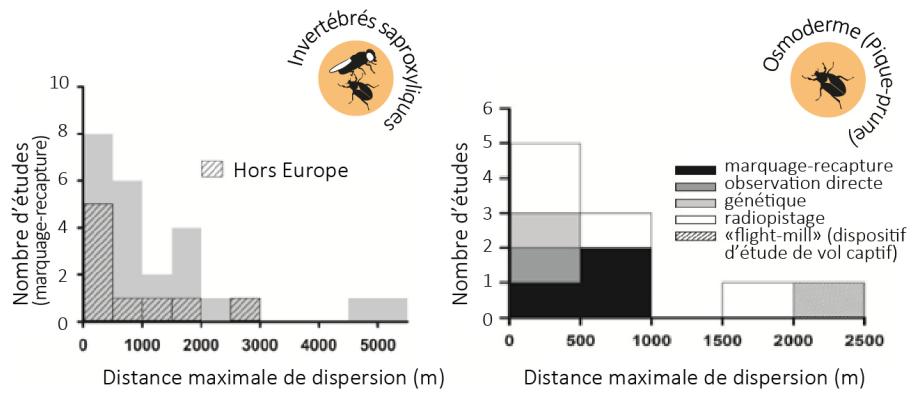


Figure 17 - Distance maximale de dispersion des invertébrés saproxyliques

À l'échelle des peuplements, le plus prudent reste ainsi de chercher à s'approcher des caractéristiques des vieilles forêts, tout en recherchant un compromis avec l'objectif de gestion (voir recommandations pratiques en partie suivante). À l'échelle des paysages, plusieurs études convergent dans le sens où **la viabilité des espèces pourrait être menacée si leur habitat favorable occupait moins de 20 à 30% de la matrice globale** (Fahrig, 1998; Nilsson et al., 2001). Cet ordre de grandeur est à garder à l'esprit pour raisonner les proportions d'éléments et de surfaces en libre évolution qu'il est souhaitable de maintenir dans les massifs.

b. L'enjeu de connecter les éléments de maturité dans une matrice actuellement jeune

Les forêts françaises sont globalement jeunes. Elles connaissent depuis bientôt 200 ans une phase d'expansion, après avoir été réduites à leur minimum au milieu du XIXe siècle (Koerner et al., 2000). Plus de la moitié des forêts actuelles est ainsi « récente », développée sur d'anciennes terres agricoles (Fig.19).

Par ailleurs, la sylviculture tronque les cycles sylvigénétiques, de manière à récolter les bois avant que les arbres ne soient dégradés économiquement et

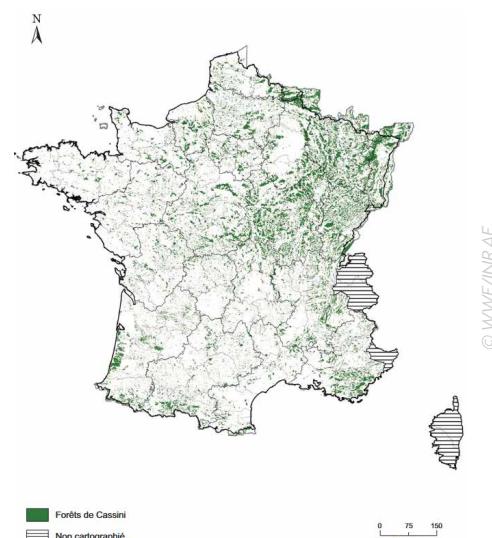


Figure 18 - Carte des forêts anciennes en France métropolitaine, selon Cassini - Extrait de Vallauri et al. (2012)

notamment sénescents. Les besoins de la filière, recherchant des arbres droits, sans défaut, peu branchus, se portent naturellement sur des arbres jeunes et sains et ont souvent eu pour effet la suppression des arbres-habitats ou la récolte des arbres avant qu'ils ne développent des dendromicrohabitats. Ainsi, **les forêts françaises comportent globalement très peu d'éléments de maturité écologique**.

À titre d'exemple, moins de 5 % des peuplements de Chêne pédonculé, de Hêtre ou encore de Sapin pectiné comportent des arbres très âgés (plus de 150 à 200 ans) dans leur étage dominant (IGN, 2021). Pour les espèces dépendant des ressources spécifiques des vieux arbres, on est donc loin du seuil préconisé de 20 à 30% de ressource favorable à l'échelle des paysages (partie 2.a).

Par ailleurs, la ressource en bois morts, bien qu'hétérogène en fonction des régions et des contextes biogéographiques, est globalement faible partout. Les volumes inventoriés par l'inventaire forestier national s'approchent en moyenne de 25m³/ha (bois morts au sol + sur pied). Néanmoins, la majeure partie

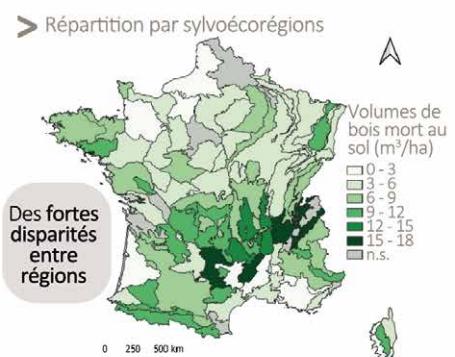
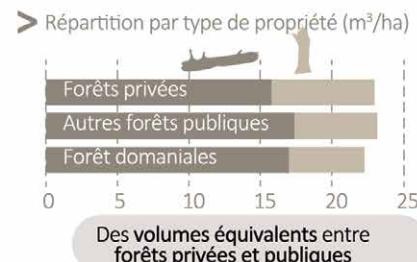
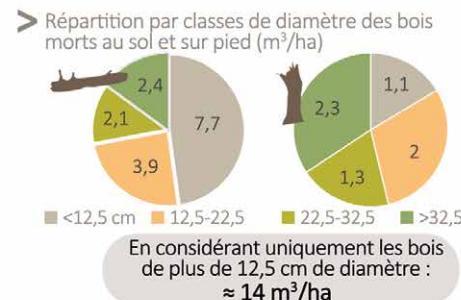


Figure 19 - Ressource en bois mort dans les forêts françaises

de ce volume est issue de bois de petites dimensions, inférieurs à 12,5 cm de diamètre. Or, les seuils préconisés en forêt tempérée pour permettre le maintien d'une large part de la biodiversité ordinaire est de 30 à 50m³/ha, en considérant des bois de diamètre > 10 cm (Müller & Büttler, 2010). Le volume de bois mort de diamètre > 12,5 cm s'élève en moyenne en France à 14 m³/ha seulement (Fig. 20).

La forêt française présente ainsi de forts déficits en bois morts de grosses dimensions.

On sait qu'au-delà du volume total de bois morts, la dimension des éléments a, en effet, beaucoup d'importance. Si on retrouve des espèces spécialisées sur tous les types de bois morts, y compris de petites dimensions, ce sont sur les gros bois morts que l'on observe à la fois les plus forte diversités d'espèces, et les espèces les plus rares (Bouget et Larrieu 2016, voir aussi Fig. 29, partie 4.a).

Enfin, en plus de limiter ces attributs de maturité, la sylviculture réduit la complexité structurale et la diversité en essences dans la plupart des forêts (en France, 50% des peuplements sont monospécifiques, avec une seule essence représentant plus de 75% du couvert, IGN, 2018). Ces deux caractéristiques jouent pourtant un rôle essentiel dans le fonctionnement de l'écosystème forêt.

Dans un contexte où la forêt privée représente 75% de la surface forestière métropolitaine, **chaque propriétaire a ainsi un rôle clé à jouer dans la restauration d'une matrice favorable à la connectivité des vieilles forêts. Celle-ci contribuera à une meilleure fonctionnalité de l'ensemble des forêts, y compris de production. Quelle que soit la surface détenue, chacun peut apporter sa pierre à l'édifice** (voir recommandations pratiques, parties 4 et 5).

C. La gestion intégrative comme solution pour concilier sylviculture et maintien de maturité forestière à différentes échelles

Historiquement, la gestion forestière française s'est précocement portée sur un objectif de multifonctionnalité, c'est-à-dire où l'on cherche à assurer, dans un même peuplement, à la fois une production de bois et la protection de la biodiversité ainsi que d'autres services écosystémiques comme le stockage du carbone, l'accueil du public, la protection contre les risques naturels, etc. L'objectif est alors de répondre simultanément, en un même lieu, à des fonctions économiques, sociales et écologiques.

Dans les faits, il est pourtant bien souvent difficile d'atteindre ces différents objectifs en maximisant les résultats de chacun. Il est alors fréquent que l'un d'entre eux prenne le dessus sur les autres. Or ces objectifs sont asymétriquement interdépendants : en particulier **les services rendus à nos sociétés (production de bois, accueil, stockage de carbone, ...) sont tous tributaires d'une biodiversité** assurant tout simplement la bonne vitalité et le maintien de la forêt à long terme. L'inverse n'est pas vrai : en particulier, une forêt n'a pas besoin d'être exploitée pour accueillir une biodiversité et se maintenir dans le temps. On sait en effet que la forêt qui a recolonisé les territoires à l'issue de la dernière glaciation, (entre -15.000 et -10.000 ans environ), s'est maintenue et représentait la très grande majorité de la surface française durant des millénaires, avant que l'Homme ne commence à modifier significativement les milieux, au Néolithique (environ -5.000 ans).

Par ailleurs, si la production de bois doit être compatible avec le maintien d'un niveau minimal de biodiversité, on sait également qu'elle ne permet pas de maintenir l'ensemble des espèces et en particulier les plus exigeantes en termes de niveaux de maturité, et ce, quel que soit le modèle de sylviculture. Par exemple, certaines espèces nécessitent des volumes de bois morts très



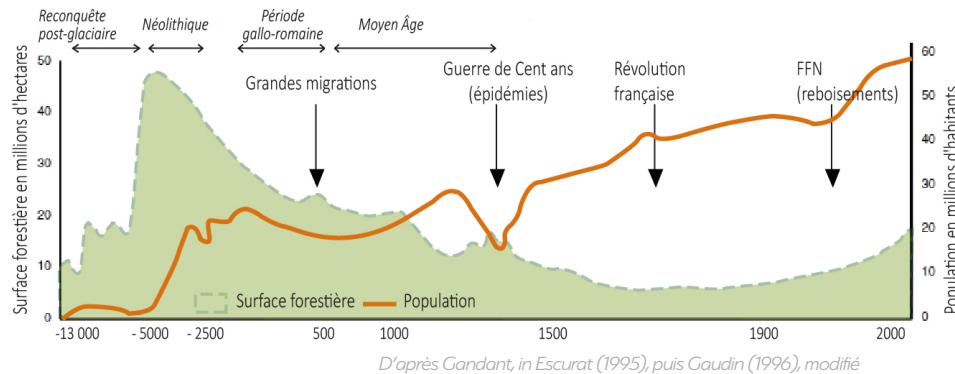


Figure 20 - Évolution des surfaces forestières en France

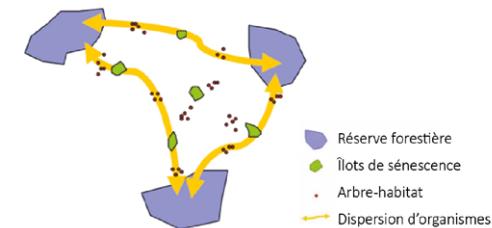
élevés avoisinant ou dépassant 100m³/ha (exemple du champignon polypore *Antrodiella citrinella*). D'autres ne tolèrent pas les éclaircies fréquentes et ne se maintiennent que lorsqu'elles sont très ponctuelles et très légères (cas des espèces sciaphiles strictes). De ce fait, **envisager de l'exploitation forestière sur la totalité d'un territoire amènerait nécessairement des pertes de biodiversité et donc de fonctionnalités.**

Il est intéressant de constater que d'autres choix de modèles ont pu être faits à l'étranger. On oppose ainsi souvent les visions multifonctionnelles aux visions ségrégationnistes, dans lesquelles on cherche à compartimenter les forêts dédiées à la production et les forêts dédiées à la conservation. Ces dernières caractérisent notamment le modèle anglo-saxon de « land sparing ». Si ce système présente l'intérêt de soustraire des surfaces importantes à toute intervention humaine, les forêts de productions nécessitent malgré tout des caractéristiques minimales favorables à la biodiversité, pour ne pas créer des dysfonctionnements préjudiciables à l'atteinte de cet objectif (cf. partie précédente). Par ailleurs, ce modèle est difficilement applicable dans notre contexte français où la forêt est majoritairement détenue par des propriétaires privés et fortement morcelée.

À la croisée entre modèles ségrégationnistes et multifonctionnels, le concept de **gestion intégrative** a émergé récemment (Kraus, Krumm et al. 2013 ; Krumm, Schuck, Rigling et al. 2020). **Il propose une troisième voie, dans laquelle la préservation de la biodiversité à l'échelle des paysages constitue la clé de voute et est prioritaire par rapport aux autres objectifs poursuivis.** Pour autant, à l'échelle de la propriété, différents usages peuvent être hiérarchisés, en fonction des contextes et des souhaits des propriétaires.

Selon les principes de gestion intégrative, une « trame de vieux bois » laissés en libre évolution permanente à l'échelle des paysages, est indispensable pour assurer l'ensemble des fonctions attendues de la forêt. Cette trame de vieux bois, permettant une continuité spatiale et temporelle des ressources et des cortèges d'espèces liés à la maturité forestière, se compose :

- De vastes réserves forestières intégrales, c'est-à-dire sans intervention humaine pour la production de biens et services (plusieurs dizaines à plusieurs centaines d'hectares)
- D'îlots de sénescence, où les arbres sont laissés à leur évolution naturelle sans exploitation, ni travaux (quelques hectares)
- D'arbres-habitats disséminés au sein des peuplements.



Extrait de Lachat et Bütler (2007), traduit

Figure 21 - Schématisation d'une trame de vieux bois

La gestion forestière intégrative est une combinaison des approches ségrégative et multifonctionnelle. Elle vise à remplir des objectifs multiples à différentes échelles spatiales, de l'arbre au groupe d'arbres, au peuplement et jusqu'à l'échelle du paysage, en s'inspirant de processus et dynamiques observés dans les vieilles forêts. Dans l'approche intégrative, les forêts sont gérées de manière dynamique sur un gradient de pression anthropique (de parties de forêts en libre évolution à des peuplements conduits en sylviculture +/- intensive) et avec différents horizons temporels. Un des leviers d'actions clé consiste en la protection permanente d'arbres isolés et de zones forestières entières. La gestion forestière intégrative vise à maximiser les synergies entre l'exploitation de bois et la conservation de la biodiversité. Ce dernier objectif de conservation pouvant être considéré comme un concept fondamental et une base pour tous les services écosystémiques, dont la production de bois au sein des parcelles exploitées, il est prédominant par rapport aux autres.

La gestion intégrative peut s'appliquer à différentes formes de sylvicultures. Cependant, les « sylvicultures d'arbres », telles que la sylviculture irrégulière, dans lesquelles la valeur économique du peuplement se concentre sur les arbres de hautes qualités, donne souvent davantage de marge de manœuvre pour la préservation d'arbres-habitats.

La gestion intégrative est portée au sein du réseau 'integrate' (<https://integrenetwork.org/>) avec l'appui de EFI (European Forest Institute). Celui-ci regroupe les représentants de différents pays européens promouvant l'intégration de la conservation de la nature dans la gestion durable des forêts au niveau des politiques, des pratiques et de la recherche.



Dans cette trame de vieux bois, les réserves de grandes surfaces sont indispensables à l'échelle des paysages. Elles permettent l'expression de processus d'échanges de gènes, des perturbations naturelles, d'une mosaïque de phases dynamiques à une échelle pertinente, tout en limitant les effets de bordure (à l'inverse des îlots de petite dimension qui sont soumis à l'influence des milieux et processus environnants sur une part importante de leur surface). Cependant, seule une minorité de propriétaires privés dispose de forêts assez grandes pour envisager de dédier les surfaces suffisantes à ce but. Nous nous concentrerons dans la partie suivante sur des recommandations pratiques concernant la mise en place d'îlots de sénescence et la désignation d'arbres-habitats.

Pour aller plus loin...



Deux ouvrages de référence sur la gestion intégrative sont disponibles en ligne :

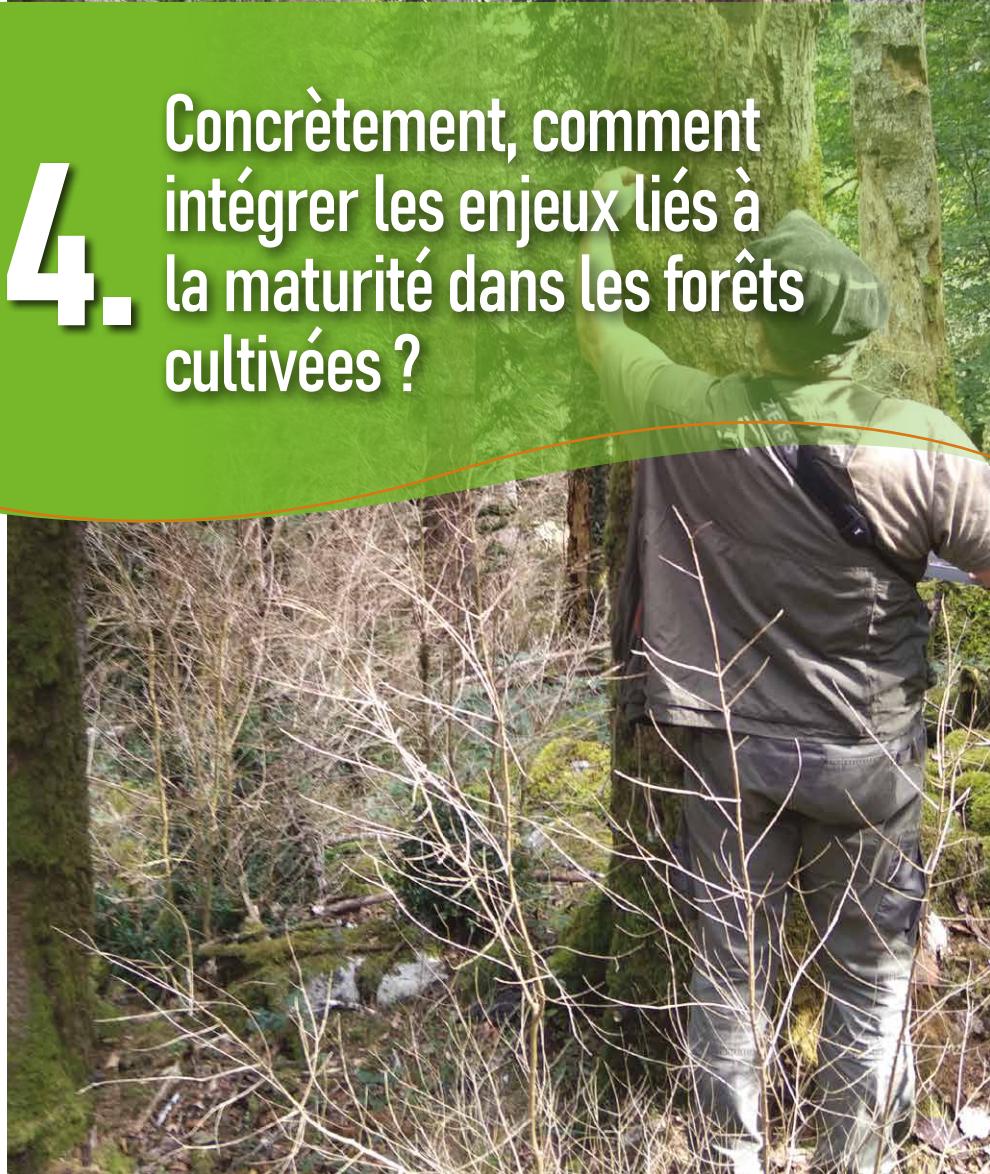
- *Les approches intégratives en tant qu'opportunité de conservation de la biodiversité forestière* (Kraus & Krumm, 2013)
- *How to balance forestry and biodiversity conservation – A view across Europe* (Krumm et al., 2020)

Le livre (imprimé), Le « Pas Japonais » ; concept pour une gestion intégrative des forêts en vue de la conservation de la biodiversité, apporte un témoignage concret de mise en œuvre de gestion intégrative par un forestier allemand, dans une forêt d'Etat.

Un film visionnable sur Youtube présente cette approche : "Sage usage de nos forêts : l'approche intégrative" <https://www.youtube.com/watch?v=TF2DEBE385c>



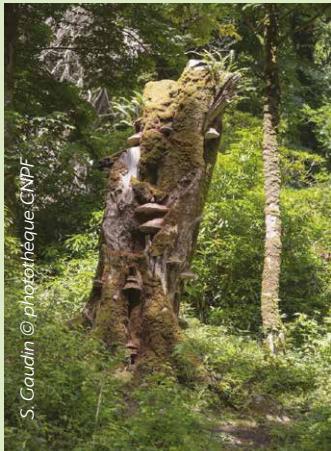
4. Concrètement, comment intégrer les enjeux liés à la maturité dans les forêts cultivées ?



a. Désignation d'arbres-habitats : pourquoi, comment ?

Qu'est-ce qu'un arbre habitat ?

On entend ici par « **arbre-habitat** » :



- Les bois morts sur pied, entiers ou de type « chandelle »
- Les arbres vivants porteurs d'au moins un dendromicrohabitat (voir ci-après).

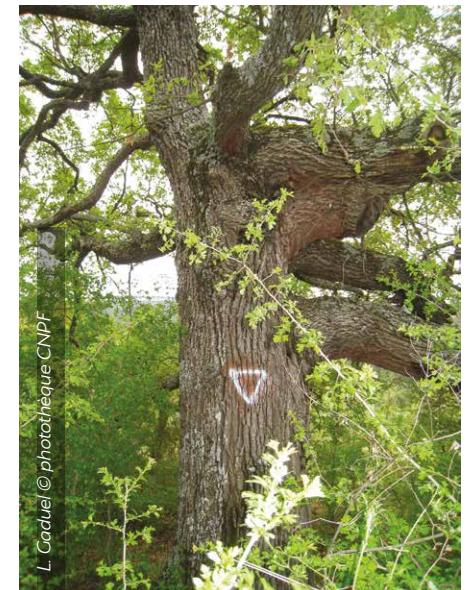
Un arbre-habitat a vocation à être conservé pour la biodiversité, de manière pérenne, jusqu'à la dégradation totale de son bois. Ces arbres sont donc définitivement soustraits des objectifs de production. Dans la majorité des cas, leur valeur commerciale est faible, voire très faible.



Compte-tenu de notre histoire forestière et des itinéraires sylvicoles classiquement employés, beaucoup de peuplements forestiers ne comprennent néanmoins pas ou peu d'arbres-habitats à l'heure actuelle. Pour autant, ces situations n'excluent pas que l'on s'en préoccupe, et que l'on y remédie **Tout propriétaire peut veiller à maintenir ou reconstituer une trame de vieux arbres, quel que soit son point de départ ; mais cela ne se fait pas tout seul, des actions volontaristes sont nécessaires.**

Le temps finira par amener ces éléments de maturité, sous réserve que des décisions et précautions favorables soient prises à ces moments clés de la vie des peuplements :

En amont d'une coupe d'éclaircie sélective, l'étape du marquage (ou martelage) est un moment clé pour désigner des arbres-habitats ou des arbres-habitats potentiels (voir plus loin). Le propriétaire, s'il est accompagné d'un gestionnaire, pourra lui indiquer son souhait de conserver une certaine densité d'arbres-habitats. Ceci pourra être mentionné dans le contrat de vente afin d'assurer le respect de cette consigne lors des chantiers d'exploitation. Un marquage différent de celui employé pour les arbres à abattre (classiquement un triangle renversé, d'une couleur spécifique) sera utilisé et communiqué aux entrepreneurs de travaux forestiers.



En amont d'une coupe définitive ou rase, il est fréquent que l'ensemble des arbres matures soient récoltés, en une ou plusieurs fois (coupe rase ou coupes progressives). Cette étape du renouvellement des peuplements est particulièrement sensible pour la biodiversité, amenant des changements radicaux et durables aux niveaux des habitats et des ressources. Issues des

Quand et dans quels contextes désigner des arbres-habitats ?

Comme illustré précédemment, les arbres-habitats sont des éléments majeurs du fonctionnement des forêts, quel que soit l'objectif de gestion. Pour assurer leurs fonctions, participer à une bonne productivité et contribuer à la résistance et à la résilience des écosystèmes forestiers, **ils devraient être présents dans tous les peuplements et à toutes les phases.**

des pratiques de maintien d'arbres, en bouquets ou isolés dans les coupes rases (« **arbres de rétention** ») sont une mesure intéressante pour mimer davantage une perturbation naturelle et limiter les impacts négatifs des coupes fortes (Gustafsson et al., 2020). Selon Rosenvald et Lohmus (2008), les arbres de rétention permettent de réduire les pertes de biodiversité dans près de 75% des études comparant des coupes rases avec et sans maintien de ces arbres.

Les « **arbres de rétention** » (traduit de l'anglais « *retention trees* ») sont maintenus au sein des coupes rases et définitivement conservés au titre de la biodiversité. On reconnaît généralement 3 fonctions principales à leur conservation (Rosenvald et Lohmus, 2008) :

1. Un rôle de « bouées de secours » pour les espèces forestières pendant la phase de régénération, en particulier pour les espèces de champignons mycorhiziens, les lichens épiphytes et les petits mammifères creusant des galeries. Ils permettent d'assurer un certain relais avec les arbres de la génération suivante.
2. Un maintien d'une complexité structurale minimale à un moment où elle est particulièrement simplifiée par la sylviculture, alors qu'elle est à la fois favorable aux espèces de recolonisation des milieux perturbés (en particulier insectes et oiseaux) et aux espèces liées aux arbres matures, puis aux vieux arbres.
3. Un maintien d'une certaine connectivité des habitats dans le paysage forestier, limitant les discontinuités provoquées par les vastes coupes rases.



Dans des parcelles en régénération et dans les plantations, en plus des essences-objectif, il est important de laisser se développer une diversité d'essences spontanées autochtones. Ces essences, généralement pionnières ou post-pionnières, constitueront assez rapidement des arbres-habitats intéressants (cf. paragraphe suivant). Elles sont aussi garantes des processus de cicatrisation des écosystèmes forestiers après les perturbations naturelles ou anthropiques qu'ils subissent. Si la dynamique naturelle n'est pas suffisante pour amener cette diversité d'essences, il est possible de l'apporter artificiellement par plantation via des enrichissements ponctuels.

Au moment de la rédaction d'un document de gestion durable (plan simple de gestion, code de bonnes pratiques sylvicoles, règlement type de gestion), l'objectif de constitution d'une trame d'arbres-habitats dans tous les peuplements peut être clairement mentionné. Elle est d'ailleurs recommandée dans des Schémas régionaux de gestion sylvicoles (SRGS), comme en Occitanie. Il est alors utile d'indiquer un objectif d'arbres-habitats à l'hectare (voir plus loin).

Comment sélectionner des arbres-habitats ou arbres-habitats potentiels ?

La question de la sélection de ces arbres est primordiale. Elle vise généralement un double objectif :

- Être efficace sur le plan écologique : permettre de maintenir ou d'augmenter la capacité d'accueil en espèces du peuplement ;
- Tenir compte des autres objectifs du propriétaire, en particulier lorsqu'il existe une fonction de production ou d'accueil du public : rendre les objectifs économiques et de sécurité compatibles avec le maintien des arbres-habitats.

Dans les cas de figure où seul l'objectif de maximiser la biodiversité existe, il est recommandé de ne prélever aucun arbre (sauf cas particulier, espèce exotique envahissante notamment), se référer alors au paragraphe suivant « îlots de sénescence ».

Dans les autres cas, une recherche de compromis est poursuivie. Il s'agit d'identifier les arbres qui présentent les plus forts intérêts pour l'accueil de biodiversité, afin de concentrer ce rôle sur un nombre limité d'individus.

À l'échelle de l'arbre, toutes choses égales par ailleurs, on cherche alors à privilégier :

- Les arbres-habitats d'**essences autochtones** par rapport aux essences allochtones (voir p.14). Ces essences sont en effet associées à des cortèges d'espèces plus diversifiés, en particulier en ce qui concerne les insectes et les champignons (Fig. 22). Une attention particulière est à porter aux essences pionnières (Bouleaux, Trembles...) et post-pionnières (Merisiers, Tilleuls, Érables, Alisiers et Sorbiers...), qui du fait de leur moindre longévité contractent plus rapidement des dendromicrohabitats puis constituent généralement un premier stock de bois morts.

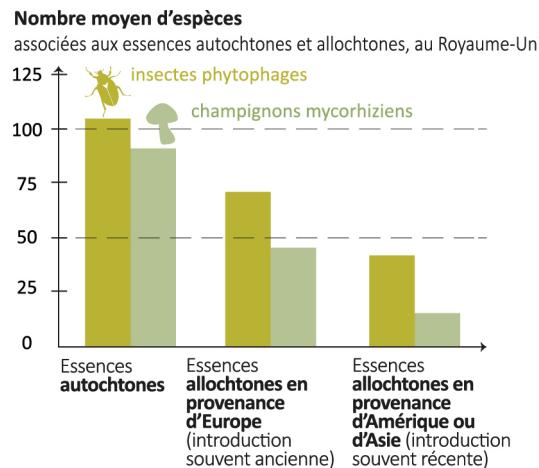
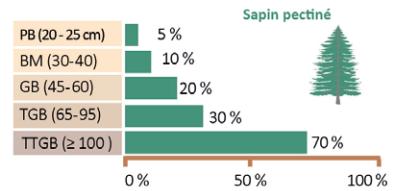
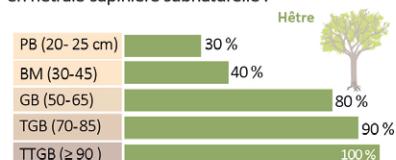


Figure 22 – Richesse des insectes et champignons associés aux essences autochtones et allochtones de différentes provenances

- Les plus gros arbres, plus à même de porter d'ores et déjà, ou de développer dans un futur proche des dendromicrohabitats, nombreux, variés et de grande dimension (Fig. 23).

- Les arbres porteurs de **plusieurs types de dendromicrohabitats différents** ou de **dendromicrohabitats rares** ou de **grande dimension**. Il est ainsi utile de se former à la reconnaissance des dendromicrohabitats et de connaître les principales caractéristiques de chacun pour orienter ses choix.

% d'arbres porteurs d'au moins un dendromicrohabitat, en hêtre-sapinière subnaturale :



PB = petit bois ; BM = bois moyen ; GB = gros bois ;
TGB = très gros bois ; TTGB = très très gros bois.

D'après Larrieu et Cabanettes, 2012 (valeurs arrondies) -
Extrait de Emberger et al (2016)

Figure 23 – Influence du diamètre des arbres sur les dendromicrohabitats



La rareté des types, est variable d'un contexte à l'autre. Cependant on pourra retenir les tendances mentionnées dans le tableau 2.

Tableau 2 - Synthèse bibliographique des caractéristiques des perturbations naturelles des forêts européennes (tempérées et boréales) selon Aszalós et al. 2022

Groupes de dendromicrohabitats	Forêt subnaturelle	Forêt cultivée
Loges de pic	Très Rare	Très Rare
Cavités à terreau	Rare	Très Rare
Orifices et aalles d'inescetes	Rare	Très Rare
Concavités	Très Fréquent	Peu Fréquent
Aubier apparent	Très Fréquent	Fréquent
Aubier et bois de cœur apparents	Rare	Très Rare
Bois mort dans le houppier	Très Fréquent	Peu Fréquent
Agglomération de gourmands ou de rameaux	Très Rare	Très Rare
Loupes et chancres	Rare	Très Rare
Sporophores de champignons pérennes	Rare	Très Rare
Sporophores de champignons éphémères	Très Rare	Très Rare
Plantes et lichens épiphytiques ou parasites	Très Fréquent	Fréquent
Nids	Rare	Très Rare
Microsols	Rare	Très Rare
Coulées de sève et de résine	Fréquent sur conifères et Très Rares sur feuillus	Très Rare

Extrait de Emberger et al. (2023)

- Les arbres de plus faible valeur économique et situés à distance raisonnable des zones fréquentées par le public. Néanmoins, en la présence d'un intérêt notable pour la biodiversité sur un arbre de valeur ou proche d'une zone fréquentée, l'arbitrage doit tenir compte de ce fort intérêt pour essayer de trouver une solution de préservation, autant que possible.

Pour autant, on peut bien sûr faire le choix délibéré de conserver des arbres-habitats d'essences exotiques, de petite dimension, ... dès lors que des caractéristiques intéressantes pour la biodiversité ont été identifiées (dimensions, charpentières, dendromicrohabitats, rareté de l'essence considérée à l'échelle du massif, etc.).

Par ailleurs, lorsque des enjeux spécifiques ont été identifiés en faveur d'espèces patrimoniales, le choix des arbres et des dendromicrohabitats spécifiquement orienté vers ces espèces peut être pertinent. Attention néanmoins à ce que ces choix ne se fassent pas au détriment de la biodiversité globale ordinaire.

En l'absence d'arbres-habitat dans les peuplements (ni chandelles, ni arbres porteurs d'au moins un dendromicrohabitat), on cherchera à identifier et désigner des « arbres-habitat potentiels » parmi ceux pouvant présenter le plus fort potentiel d'accueil pour la biodiversité dans un futur proche, en s'appuyant sur les critères énoncés précédemment. On ciblera ainsi les essences autochtones lorsque présentes, notamment les pionnières, les arbres les plus gros (même s'ils sont encore petits) ou présentant des houppiers avec de fortes branches (par ex. les « loups »), de valeur économique modérée et ne posant pas de soucis de sécurité vis-à-vis des visiteurs et de la voirie.

Se former à la reconnaissance des dendromicrohabitats

Ces singularités des arbres peuvent prendre des formes très variées. Afin d'harmoniser la façon de recenser les dendromicrohabitats, un groupe d'experts européen a abouti, en 2018, à une typologie standardisée faisant désormais référence à l'international. Elle a été récemment amendée sans modifier sa structure (Bütler et al. 2024).

Construite selon un système hiérarchique à trois niveaux, composée de 52 types, regroupés en 17 groupes et 7 grandes formes, elle permet à l'utilisateur de choisir le niveau d'analyse adapté à sa problématique et ses compétences (Fig. 24 et 25).

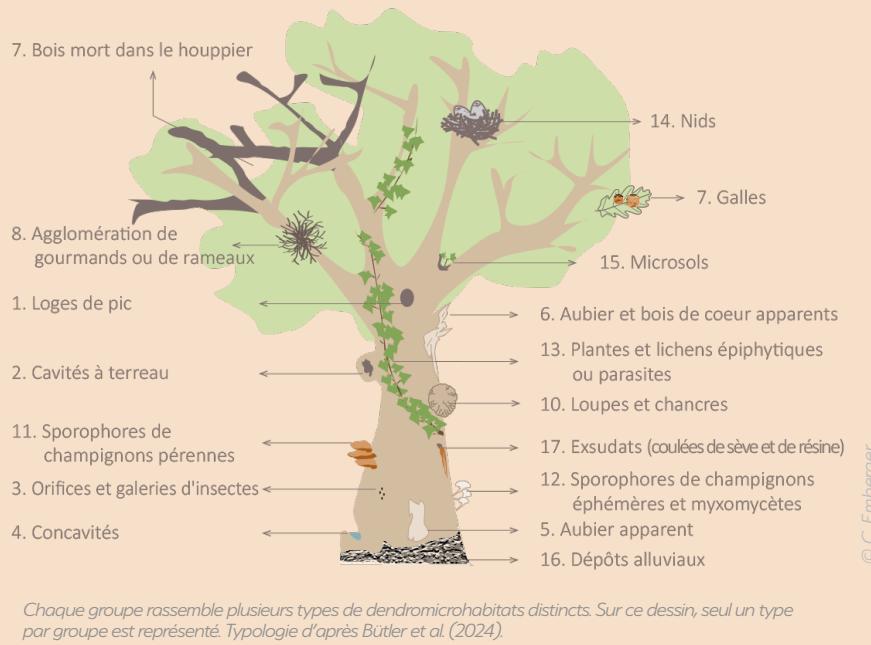


Figure 24 - 17 groupes de dendromicrohabitats selon la typologie internationale

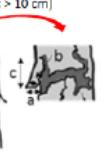
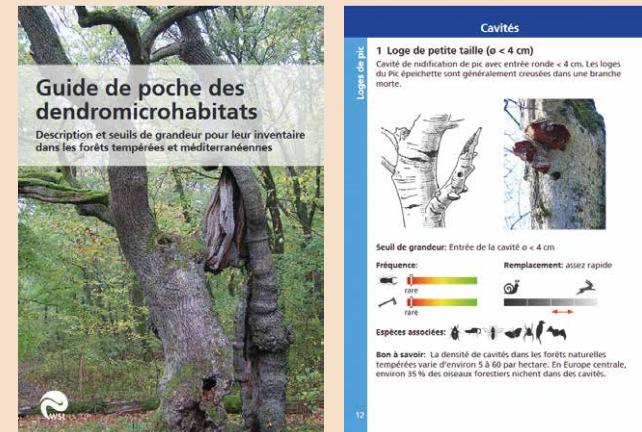
Formes	Groupes	Types					
Blessures et bois apparents	Aubier apparent	Bois sans écorce ($\square > 300 \text{ cm}^2$)	Blessure due au feu ($\square > 600 \text{ cm}^2$)	Ecorce décollée formant un abri (ouvert vers le bas) ($a > 1 \text{ cm}, b > 10 \text{ cm}, c > 10 \text{ cm}$)			
		105	$S = 6 = (2+1) \times 2$	1051	$S = 14 \text{ à } 35 = (3+4) \times 2 \times 5$	1052	$S = 10 = (2+3) \times 2$
							
	Aubier et bois de cœur apparents	Cime brisée ($\phi > 20 \text{ cm}$)	Bris de charpentiére au niveau du tronc avec bois de cœur apparent ($\square > 300 \text{ cm}^2$)	Fente ($L > 30 \text{ cm}, I/B > 1 \text{ cm}, \downarrow > 10 \text{ cm}$)			
		106	$S = 14 = (4+3) \times 2$	1061	$S = 14 = (4+3) \times 2$	1062	$S = 18 \text{ à } 45 = (4+5) \times 2 \times 5$
							
						1063	

Figure 25 – Illustration de la structure hiérarchique : extrait de la typologie internationale pour la forme "Blessures et bois apparents"

Afin de se familiariser à ces différents types,

- un **guide de poche des dendromicrohabitats** est en libre téléchargement sur le site du WSL (<https://www.wsl.ch/fr/publications>). Il apporte non seulement des clés de reconnaissance des types, mais aussi des informations concernant la rareté, la vitesse de remplacement et les espèces associées à chacun.



- Des **courtes vidéos descriptives** des dendromicrohabitats sont disponibles sur youtube : https://www.youtube.com/playlist?list=PLIdocYDtv7TTtTKIBAm68tXZhV51v_JVB
- Une **plateforme interactive « sylvothèque »** (<https://habitat.sylvotheque.ch/>) permet de se familiariser avec les dendromicrohabitats et de réaliser des martelages virtuels.

À l'échelle du peuplement

Bien que les **densités** recommandées varient en fonction des auteurs et des situations (Fig. 27), en s'appuyant sur l'évolution récente des connaissances

(Bütler et al., 2020), on retiendra de **maintenir une densité minimum de 6 à 10 arbres-habitats à l'hectare (vivants et morts sur pied)**. Cet ordre de grandeur se veut opérationnel pour avoir une fourchette clé, facile à retenir et applicable dans une majorité de contextes de forêts cultivées. Il est en cohérence avec le SRGS Occitanie, qui recommande de veiller à la conservation de 5 à 10 arbres-habitats à l'hectare.

Pour permettre à une grande diversité d'espèces de s'exprimer, il est par ailleurs nécessaire de maintenir une diversité de ressources :

- Une **diversité de types d'arbres-habitats : morts sur pied et arbres vivants, porteurs de dendromicrohabitats variés**. Du bois mort au sol, de différentes dimensions et notamment des grosses pièces, doit également être maintenu.
 - Une **diversité d'essences** (sur les arbres vivants et morts), certains cortèges étant spécifiques à des essences données (Fig. 26). En particulier, dans les peuplements mixtes, les groupes d'espèces associés aux feuillus et aux conifères sont souvent bien différenciés.

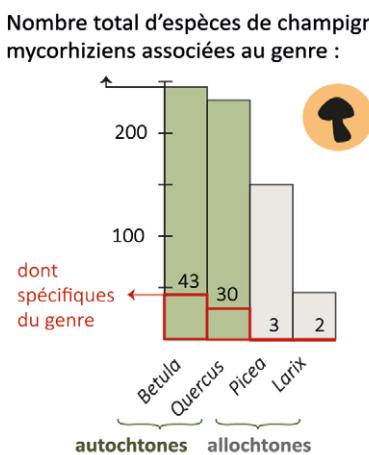


Figure 26 - Richesse en champignons mycorhiziens variable suivant la nature des essences, au Royaume-Uni

Quelles quantités d'arbres-habitat ?



Les recommandations en la matière peuvent être assez variables. Elles progressent avec le temps, au fil des connaissances. Par ailleurs l'intérêt des arbres-habitat pour les espèces varie fortement en fonction des caractéristiques de l'arbre, du contexte (plaine/montagne, forêt de feuillus, conifères, mixtes...) et des espèces étudiées. Certaines études scientifiques renseignent sur des effets de seuils.

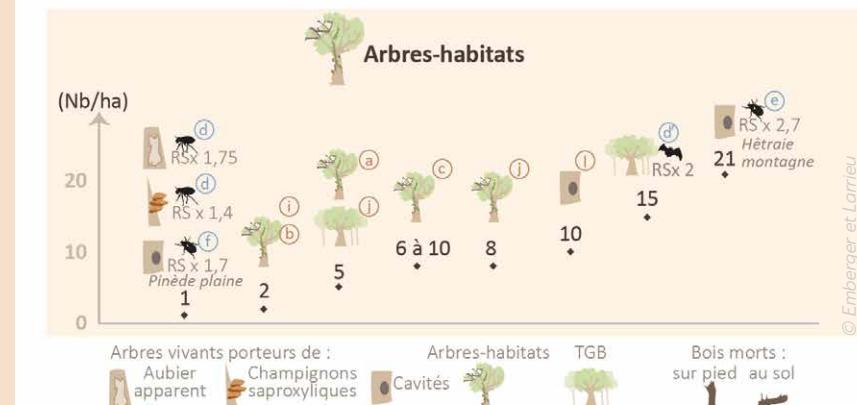
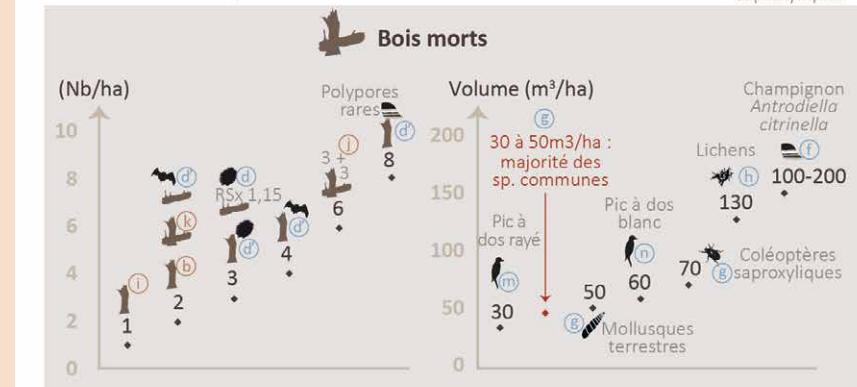
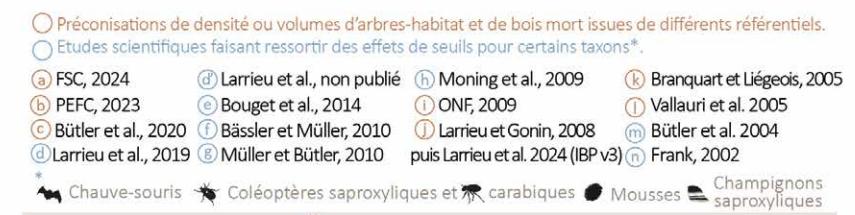


Figure 27 – Valeurs seuils préconisées ou documentées scientifiquement pour les bois morts et arbres-habitats

- Une **diversité de stades de saproxylation et de grosseur des bois morts**. Les cortèges seront là-encore différenciés en fonction des stades et des tailles des substrats (Fig. 28).

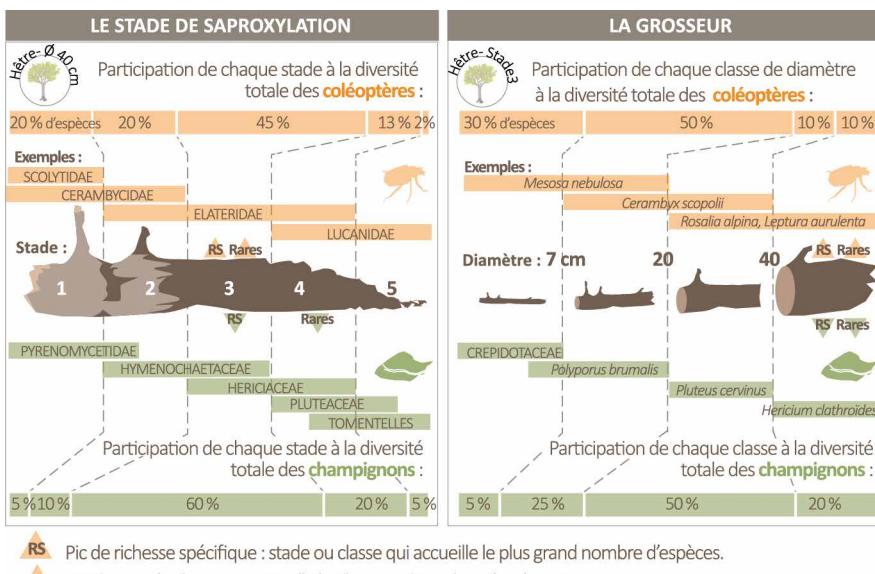


Figure 28 - Influence des stades de saproxylation et diamètres des bois morts sur la richesse et la composition des cortèges

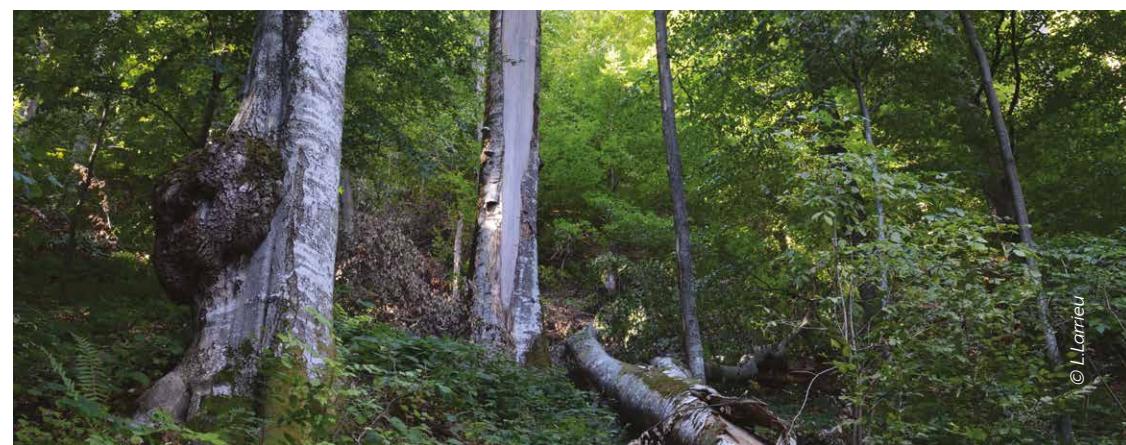
Concernant la **répartition spatiale des arbres-habitats**, deux options principales se présentent : maintenir des arbres de manière disséminée ou en bouquets dans le peuplement. Bien que les connaissances soient encore très lacunaires sur les questions de distribution spatiale des éléments (voir partie précédente), on sait que limiter la distance entre deux habitats équivalents maximise les chances pour les espèces à faible capacité de dispersion de se déplacer de l'un à l'autre, et donc de favoriser leur survie.

Ainsi, d'une manière générale, on cherchera à répartir les arbres-habitats dans l'espace, suivant un patron régulier (Larrieu et al., 2025) : **lorsque le nombre d'individus conservés par hectare est faible, on privilégiera le maintien d'arbres disséminés** plutôt que groupés en un bouquet. Lorsqu'il y a plus de souplesse au niveau du nombre d'arbres conservés, il peut être intéressant d'associer des arbres-habitats disséminés et en bouquets. En effet, des études menées sur certains coléoptères saproxyles de cavités à terreau montrent des effets positifs de l'agrégation d'arbres porteurs de cavités (cas du Pique-prune selon Ranius 2000 et du Taupin violacé selon Gouix 2011, in Garrigue, Larrieu, et Boisson 2022). De même, l'analyse de la structure spatiale de dendromicrohabitats dans des Hêtraies subnaturelles par Larrieu et al. (2025) conclut à l'intérêt de maintenir agrégés des arbres porteurs de certains dendromicrohabitats, cavités de Pics et cavités à terreau en particulier (à l'échelle d'un à quelques hectares).

Par ailleurs dans certains cas particuliers, notamment dans les coupes de régénération, on pourra privilégier des petits bouquets d'arbres plutôt que des arbres disséminés afin d'augmenter la stabilité physique et écologique de ces structures, qui sera mise à mal par la forte exposition des arbres au vent.

D'autres situations invitent naturellement à conserver des bouquets d'arbres-habitats : autour des mares, au niveau des zones rocheuses/peu productives, pentes fortes, lisières.

L'association de d'arbres isolés et en bouquets s'avère pertinente dans la mesure où le maillage de ces éléments reste relativement fin.



b. Mise en place d'îlots de sénescence : pourquoi, comment ?

Qu'est-ce qu'un îlot de sénescence ? En quoi est-ce complémentaire des arbres-habitats ?

Même en suivant les recommandations précédentes, le nécessaire compromis entre les différents objectifs de gestion génère, dans les forêts cultivées, des densités d'arbres-habitats bien inférieures à celles observées dans les vieilles forêts. En plus de cette trame d'arbres-habitats, il apparaît alors nécessaire d'avoir des portions de forêts évoluant librement suivant la dynamique naturelle, dans lesquelles les attributs de maturité pourront s'exprimer de manière plus complète. *Ces zones laissées en libre évolution permettent à la fois aux espèces les plus exigeantes d'être présentes, mais aussi de constituer des zones relais dans la dispersion des espèces, contribuant à la connectivité à l'échelle du paysage.*

Lorsqu'elles sont de l'ordre de quelques hectares (1 à 20 ha généralement), on les appelle des « îlots de sénescence ». Sur de vastes surfaces de plusieurs dizaines ou centaines d'hectares, on parle davantage de « réserves intégrales ».

Le mise en place d'îlots de sénescence dans des peuplements d'âges et déjà matures, constitués d'essences autochtones, est à privilégier.



Un **îlot de sénescence** est une petite portion de forêt laissée en libre évolution, sans intervention, de manière permanente.



Une notion proche mérite d'être distinguée : un **îlot de vieillissement** est un petit peuplement ayant dépassé les diamètres d'exploitabilité économique « classiques » et géré suivant un cycle sylvicole prolongé. À l'inverse d'un îlot de sénescence, l'îlot de vieillissement n'est pas maintenu en libre évolution permanente et les bois seront à terme récoltés. Si ces zones peuvent constituer des outils pertinents à court terme, elles peuvent également constituer des pièges écologiques, dans la mesure où des espèces y ayant trouvé refuge se retrouveront possiblement sans habitat relais suite à l'exploitation de tels îlots. On incitera globalement à les utiliser avec parcimonie et à préférer dès que possible les îlots de sénescence (Bouget et al. 2014).

Où planter un îlot de sénescence ?

À l'échelle des **paysages**, un réseau de zones laissées de manière pérenne en libre évolution vise l'objectif :

- D'intégrer l'ensemble de la biodiversité : de la diversité génétique, des espèces et des fonctions, à la diversité des habitats.
- D'apporter un certain nombre de réplicats d'habitats forestiers similaires, pour prévenir la disparition d'espèces ou de communautés.
- D'héberger des populations viables à long terme.

À l'échelle de la **propriété**, on cherchera plus concrètement à positionner des îlots de sénescence de manière à (Cateau et al., 2013; Garrigue et al., 2022) :

- **Englober une diversité d'habitats** (lorsque présente et lorsque la surface de la propriété le permet). Il est fréquent d'implanter des îlots de sénescence au niveau d'une zone marginale de la propriété, par praticité, car souvent peu productive (autour de zones rocheuses par exemple). Si cette approche

reste « mieux que rien » et présente déjà un intérêt, il sera d'autant plus pertinent de positionner des îlots de sénescence sur des habitats bien représentés sur la propriété, y compris sur des zones productives

- **Privilégier les peuplements spontanés, composés majoritairement d'essences autochtones.** Pour autant les peuplements d'essences allochtones, en particulier lorsqu'ils sont matures, peuvent constituer des habitats de substitution pour certaines espèces. Dans certaines situations (grandes propriétés composées uniquement de plantations, connaissance d'espèces à enjeux dans des peuplements d'essences allochtones...), le choix d'implantation d'îlots de sénescence dans des peuplements d'essences allochtones peut être justifié.
- **Privilégier les situations de forêt ancienne**, dont la dynamique et la fonctionnalité en particulier au niveau des sols ont été moins perturbées que dans les forêts récentes. Le recouvrement de processus naturels y est ainsi facilité et la biodiversité présente a plus de chance de comprendre des espèces typiquement forestières, dont la conservation est une priorité.
- **Privilégier les zones les plus matures**, avec des densités et diversité plus fortes de gros bois vivants et morts, et d'arbres-habitats. Même si tous les peuplements laissés en libre évolution vont nécessairement gagner en maturité à moyen ou long terme, les temps de maturation puis de colonisation par les espèces peuvent être très longs, parfois de l'ordre d'un siècle (Bouget et al., 2014; Larrieu et al., 2017, 2019), bien que fortement variables d'un contexte à l'autre. Ainsi, face à la rareté actuelle des habitats matures et l'urgence à conserver les espèces qui en dépendent, nous avons tout intérêt à gagner du temps sur le point de départ en ciblant prioritairement des zones déjà matures, lorsqu'elles sont présentes.

Quelles surface et forme pour un îlot ?

La définition d'une surface optimale d'un îlot est souvent guidée par une approche indirecte liées aux habitats, notamment saproxyliques. Ainsi, on cherche à

identifier les surfaces permettant l'expression d'une diversité de bois morts, de dendromicrohabitats et d'une présence continue et en quantité suffisante de ces ressources. L'expression des cinq phases du cycle sylvigénétique peut être aussi recherchée, néanmoins elle échappe généralement aux petites surfaces des îlots de sénescence.

À l'instar des densités d'arbres-habitats, les surfaces recommandées sont variables selon les auteurs et les études. On retiendra, pour les forêts tempérées :

- Une surface minimale recommandée allant de 2 ha pour la ressource en bois morts (Jakoby, Rademacher, et Grimm 2010, seuil permettant de minimiser le risque d'absence de toutes les catégories de bois morts) à 10 ha pour la ressource en dendromicrohabitats (Larrieu et al., 2014a).
- En pratique, **une surface minimale faisant souvent consensus autour de 2 à 3 ha** (seuils notamment repris dans le guide ONF, Biache et al., 2017). Certains auteurs peuvent mentionner des seuils autour de 0,5 ha minimum (Cateau et al., 2013), cependant, le risque d'une ressource en bois morts discontinue et peu diversifiée est alors élevé.
- Il n'y a pas une surface maximale recommandée, les quantités et diversité d'habitats augmentant avec la surface. On considère néanmoins classiquement qu'au-delà de 20 ha, on parle de réserve plus que d'îlot (Lachat & Büttler, 2007).

On recommande généralement de **privilégier une forme compacte**, pour limiter les effets de bordure (ONF, Biache C. et al. 2017).

Quelles répartition spatiale et distance entre îlots / réserves ?

Cette question est particulièrement complexe car les connaissances sur les capacités de dispersion des espèces sont lacunaires et fortement dépendantes d'autres caractéristiques de la matrice située entre les îlots (voir partie 3a). Il n'existe donc pas de réponse claire à l'heure actuelle et des interrogations

persistant non seulement sur le maillage spatial idéal, mais aussi sur le choix de privilégier une multitude de petits îlots ou un nombre plus réduit de grandes réserves.

Dans l'état des connaissances actuelles, en s'appuyant sur le groupe des insectes saproxyliques, on peut garder à l'esprit un ordre de grandeur de l'ordre d'**1 km de distance maximale entre îlots**. Cette valeur est par ailleurs cohérente avec des préconisations faites concernant les chauves-souris, visant 1 à 2 km de distance entre deux îlots (Lauer & Tillon, 2023).

Observer la fonctionnalité d'un réseau d'îlots au fil du temps

Les choix d'implantation des îlots restent ainsi des paris : le forestier espère que ses choix auront été pertinents, mais l'observation au fil du temps de la fonctionnalité d'une trame de vieux bois est essentielle pour permettre d'éventuels réajustements. Il est ainsi recommandé :

- De suivre les quantités et diversités d'éléments de maturité dans chacun des îlots. L'objectif est d'avoir une ressource continue et diversifiée dans le temps. Une ressource sporadique peut être liée à une surface trop petite de l'îlot.
- Lorsque les contextes et moyens le permettent, des relevés taxonomiques, notamment ciblés sur les insectes et champignons saproxyliques, apportent des résultats complémentaires très intéressants.





5. En bref : gestionnaires, propriétaires, à vous de jouer !



a. Je m'apprête à rédiger un PSG ...

La rédaction d'un plan simple de gestion (PSG) est un moment privilégié de planification de la sylviculture. Le diagnostic et la prise en compte des enjeux de maturité sont pertinents dans ce document. Au moment de son établissement :

1. Diagnostiquer le niveau d'ancienneté et de maturité des peuplements présents -> voir ci-après, en 5c. Il est utile de faire apparaître les informations relatives à ces deux caractéristiques dans le PSG : les densités des gros bois vivants et morts à l'hectare par type de peuplement et la localisation de forêts anciennes, issues par exemple de résultats de relevés IBP ou vieilles forêts. Rapprochez-vous des structures évoquées en 5d pour plus de renseignements.
2. Définir des règles de gestion et les faire apparaître dans le PSG pour :
 - a. Viser l'objectif d'une densité d'arbres-habitats minimale de l'ordre de 6 à 10/ha. Prévoir le marquage des arbres-habitats ou arbres-habitats potentiels en amont des interventions. Pour orienter le choix de ces arbres, voir partie 4a.
 - b. Envisager la possibilité ou l'opportunité de mettre en place un ou des îlots de sénescence. Pour être pérennes et jouer leur rôle, ces îlots doivent être localisés sur une carte dans le PSG et idéalement faire l'objet d'une signalétique sur le terrain pour en

identifier clairement les limites (notamment vis-à-vis des chantiers d'exploitations ou de travaux). Pour orienter le positionnement d'îlots de sénescence, voir partie 4b.

b. Je m'apprête à désigner des arbres à abattre...

L'étape du marquage ou du martelage est décisive dans le maintien d'arbres-habitats. C'est précisément le moment où l'on fait le choix non seulement des arbres à abattre, mais aussi des arbres à conserver, que ce soit pour des objectifs de valorisation des bois ou des objectifs de biodiversité-fonctionnalité. Les stratégies et orientation des choix d'arbres-habitats à conserver sont détaillées dans la partie 4a. Seuls les principaux points pratiques à conserver à l'esprit sont listés ici :

Pour le gestionnaire ou le propriétaire sylviculteur :

- Prévoir de **se former à la reconnaissance des dendromicrohabitats** et de leurs spécificités, en s'appuyant sur les nombreux outils existants (voir encadré, partie 4a) ou sur des formations dédiées. Il s'agit d'un prérequis important pour orienter ses choix d'arbres à conserver de manière pertinente. Dans un certain nombre de cas, vous pouvez également être accompagné pour la sélection des arbres-habitats, si vous en ressentez le besoin. N'hésitez pas à contacter les organismes mentionnés en 5d pour discuter des possibilités

- Garder à l'esprit l'objectif de **conserver une densité de 6 à 10 arbres/ha minimum (vivants et morts sur pied), en plus des bois morts au sol**. Prévoir un marquage **spécifique** permettant d'identifier durablement ces arbres dans le temps, à communiquer au propriétaire et aux exploitants et entrepreneurs de travaux forestiers. Des peintures longue durée ou des plaquettes rigides fixées sur les arbres sont à privilégier.
- Prévoir d'**expliquer l'intérêt de mettre en place une trame d'arbres-habitats** au propriétaire (le cas échéant) ou aux intervenants sur la forêt. De la documentation de vulgarisation sur ce sujet existe et peut être également transmise. Contacter pour cela les organismes mentionnés en 5d.

Pour le propriétaire faisant appel à un gestionnaire :

- Prévoir de **discuter du souhait d'avoir une trame d'arbres-habitats** (ou arbres-habitats potentiels) dans les peuplements cultivés avec son gestionnaire : stratégie de sélection des arbres et densités objectifs (voir partie 4a). Ne pas hésiter à rencontrer plusieurs gestionnaires, en cas de réticence du premier sollicité.
- **Inscrire ces modalités dans les contrats de vente de bois, notamment pour assurer la préservation et la conservation sur le long terme des arbres-habitats choisis.**
- **Se mettre d'accord sur un marquage spécifique** pour les arbres-habitats (de forme et de couleur différentes de celles marquant les arbres à exploiter).

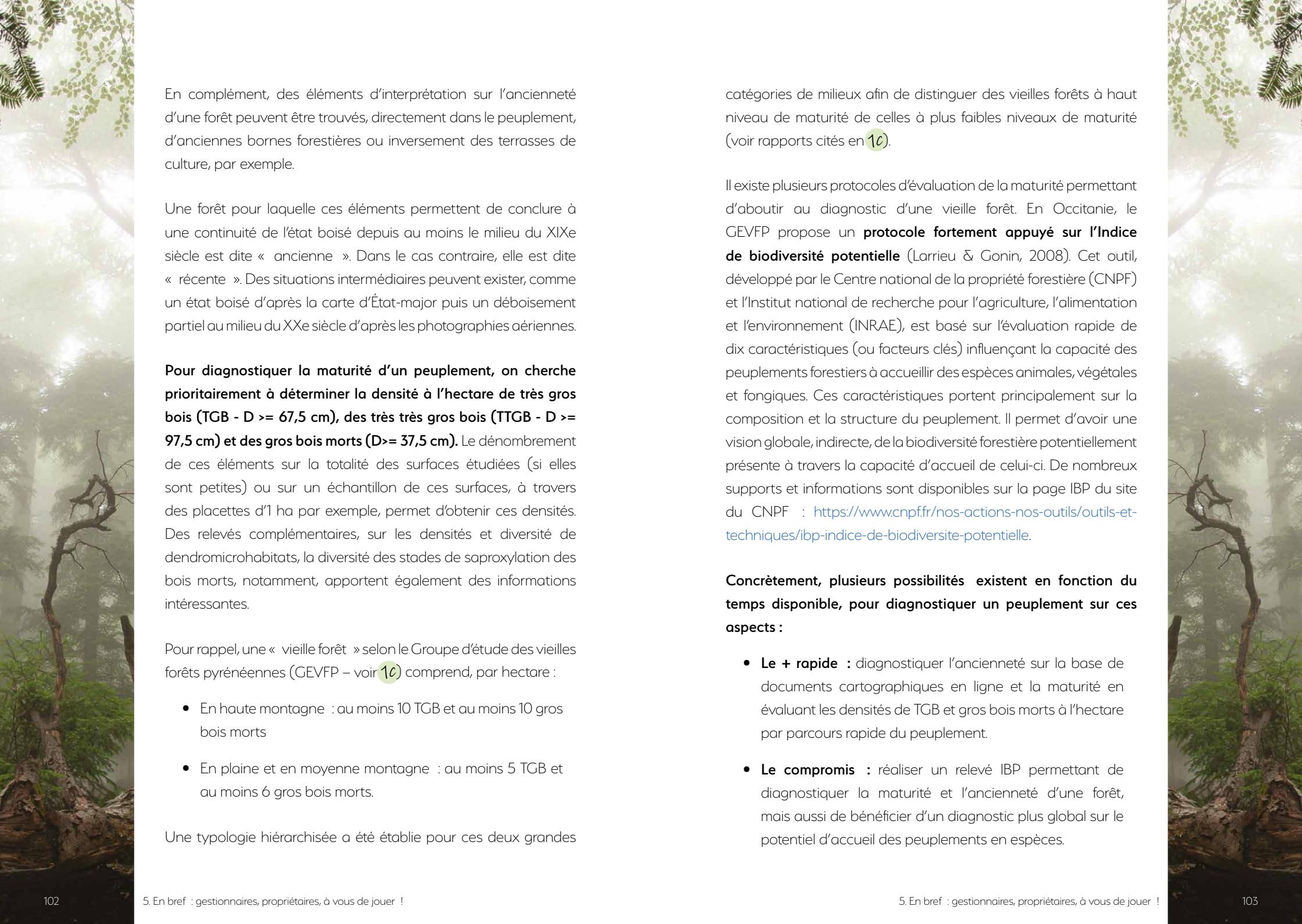
J'aimerais évaluer la maturité et l'ancienneté de parcelles.

C. Comment savoir si je suis face à une vieille forêt ?

Ces questions sont essentielles pour agir en connaissance de cause et orienter la gestion de manière pertinente, que l'on soit gestionnaire ou propriétaire de forêt. Elles sont particulièrement importantes à des moments de planification de la gestion, comme l'établissement d'un document de gestion durable. Une vieille forêt est donc une forêt ancienne et mature. Il est utile de diagnostiquer ces deux caractéristiques complémentaires au sein de sa propriété :

- Y a-t-il des peuplements en situation de forêt ancienne ?
- Quel est le niveau de maturité de chaque peuplement ?
- Certains peuplements conjuguent-ils ancienneté et maturité ?

Pour savoir si une forêt comporte des peuplements en situation de forêt ancienne, on utilise classiquement des documents **cartographiques et photographiques** qui reportent l'utilisation du sol et la localisation des boisements à l'époque du minimum forestier (milieu du XIXe siècle) et ultérieurement. On priviliera en France la carte d'État-major, relativement précise et dressée entre 1818 et 1866 et les photographies aériennes de 1950-1960. Ces deux documents sont disponibles librement sur le site du Géoportal (<https://www.geoportail.gouv.fr/>) ou sur l'interface <https://remonterletemps.ign.fr/>. Le cadastre napoléonien peut également être une ressource intéressante.



En complément, des éléments d'interprétation sur l'ancienneté d'une forêt peuvent être trouvés, directement dans le peuplement, d'anciennes bornes forestières ou inversement des terrasses de culture, par exemple.

Une forêt pour laquelle ces éléments permettent de conclure à une continuité de l'état boisé depuis au moins le milieu du XIXe siècle est dite « ancienne ». Dans le cas contraire, elle est dite « récente ». Des situations intermédiaires peuvent exister, comme un état boisé d'après la carte d'État-major puis un déboisement partiel au milieu du XXe siècle d'après les photographies aériennes.

Pour diagnostiquer la maturité d'un peuplement, on cherche prioritairement à déterminer la densité à l'hectare de très gros bois (TGB - D >= 67,5 cm), des très très gros bois (TTGB - D >= 97,5 cm) et des gros bois morts (D>= 37,5 cm). Le dénombrement de ces éléments sur la totalité des surfaces étudiées (si elles sont petites) ou sur un échantillon de ces surfaces, à travers des placettes d'1 ha par exemple, permet d'obtenir ces densités. Des relevés complémentaires, sur les densités et diversité de dendromicrohabitats, la diversité des stades de saproxylation des bois morts, notamment, apportent également des informations intéressantes.

Pour rappel, une « vieille forêt » selon le Groupe d'étude des vieilles forêts pyrénéennes (GEVFP – voir 1c) comprend, par hectare :

- En haute montagne : au moins 10 TGB et au moins 10 gros bois morts
- En plaine et en moyenne montagne : au moins 5 TGB et au moins 6 gros bois morts.

Une typologie hiérarchisée a été établie pour ces deux grandes

catégories de milieux afin de distinguer des vieilles forêts à haut niveau de maturité de celles à plus faibles niveaux de maturité (voir rapports cités en 1c).

Il existe plusieurs protocoles d'évaluation de la maturité permettant d'aboutir au diagnostic d'une vieille forêt. En Occitanie, le GEVFP propose un **protocole fortement appuyé sur l'Indice de biodiversité potentielle** (Larrieu & Gonin, 2008). Cet outil, développé par le Centre national de la propriété forestière (CNPF) et l'Institut national de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE), est basé sur l'évaluation rapide de dix caractéristiques (ou facteurs clés) influençant la capacité des peuplements forestiers à accueillir des espèces animales, végétales et fongiques. Ces caractéristiques portent principalement sur la composition et la structure du peuplement. Il permet d'avoir une vision globale, indirecte, de la biodiversité forestière potentiellement présente à travers la capacité d'accueil de celui-ci. De nombreux supports et informations sont disponibles sur la page IBP du site du CNPF : <https://www.cnpf.fr/nos-actions-nos-outils/outils-et-techniques/ibp-indice-de-biodiversite-potentielle>.

Concrètement, plusieurs possibilités existent en fonction du temps disponible, pour diagnostiquer un peuplement sur ces aspects :

- **Le + rapide** : diagnostiquer l'ancienneté sur la base de documents cartographiques en ligne et la maturité en évaluant les densités de TGB et gros bois morts à l'hectare par parcours rapide du peuplement.
- **Le compromis** : réaliser un relevé IBP permettant de diagnostiquer la maturité et l'ancienneté d'une forêt, mais aussi de bénéficier d'un diagnostic plus global sur le potentiel d'accueil des peuplements en espèces.

- **Le + détaillé** : réaliser une « placette vieille forêt », correspondant à un IBP augmenté de quelques données complémentaires, sur une surface d'1 ha, suivant le protocole du Groupe d'étude des vieilles forêts pyrénéennes (GEVFP). D'autres protocoles de caractérisation des vieilles forêts existent également, voir notamment la boîte à outils du CBN Massif central. Un protocole est en cours de définition dans le cadre du Plan national d'actions « Vieux bois et forêts subnaturelles ».

Se rapprocher des acteurs locaux travaillant sur les vieilles forêts pour obtenir les protocoles et fiches de relevés (voir 5d).

d. Je pense avoir identifié ou être propriétaire d'un îlot de vieille forêt, que faire ?

Vous avez caractérisé l'ancienneté et la maturité de peuplements (cf. 5c) ou, sans avoir effectué de relevés spécifiques, la densité de gros arbres et de bois morts vous fait penser que certaines portions de forêts sur lesquelles vous agissez pourraient constituer une vieille forêt ?

Nous vous invitons à **le signaler et en discuter avec des acteurs forestiers de votre territoire**. Vous pouvez ainsi contacter :

- Le Centre régional de la propriété forestière : <https://www.cnpf.fr/>.

- Les Conservatoires d'espaces naturels : <https://reseau-cen.org/>
- Si vous êtes au sein d'une aire protégée (zone Natura 2000, Parc naturel régional, Parc national...), la structure gestionnaire de ce territoire.
- Suivant les territoires, d'autres acteurs travaillant sur la thématique. Par exemple, en Occitanie (en plus des acteurs cités précédemment) :
 - Le Groupe d'étude des vieilles forêts pyrénéennes, à travers les structures suivantes :
 - * Le Conservatoire d'espaces naturels d'Occitanie : <https://www.cen-occitanie.org/>
 - * L'association Nature en Occitanie : <https://www.natureo.org/>
 - * Le Conservatoire Botanique National Pyrénées-Midi -Pyrénées : <http://cbnmp.blogspot.com/>
 - Le Conservatoire Botanique National Méditerranéen : <http://www.cbnmed.fr/src/home/index.php>
 - Le Conservatoire botanique National du Massif central : <https://www.cbnmc.fr/>
 - Certaines chartes forestières de territoire, comme la CFT de l'Astarac, dans le Gers : cft.astarac@cdcaag.fr

Ces structures pourront vous aider :

- à mieux **caractériser la maturité** effective de vos parcelles,

- 
- à vous **accompagner dans des choix de gestion** forestière ou foncière,
 - à vous **informer de dispositifs d'aides financières** dont vous pouvez potentiellement bénéficier.

e. Je ne suis pas concerné par ces questions, il n'y a que des arbres jeunes dans mes parcelles ou sur mon territoire...

Du fait de notre histoire forestière et des pratiques sylvicoles les plus courantes, la grande majorité des forêts actuelles sont jeunes, avec une absence ou une faible densité de gros bois vivants, d'arbres-habitats ou encore de gros bois morts.

Pour autant, l'avenir se prépare dès à présent et **l'intégration des enjeux de maturité à la gestion concerne TOUS les gestionnaires et propriétaires**. Il est dès aujourd'hui nécessaire et pertinent d'identifier les pratiques qui permettront, à terme, la présence d'arbres-habitats. En particulier :

- En amont des coupes, **identifier et désigner des « arbres-habitat potentiels »** parmi ceux pouvant présenter le plus fort potentiel d'accueil pour la biodiversité dans un futur proche, en s'appuyant sur les critères énoncés dans la partie 4a. On ciblera ainsi les essences autochtones

lorsque présentes, notamment les pionnières, les arbres les plus gros (même s'ils sont encore petits) ou présentant des houppiers avec de fortes branches, de valeur économique modérée et ne posant pas de soucis de sécurité vis-à-vis des visiteurs et de la voirie.

- Prévoir les pratiques présentées dans la partie 5b (discussion avec le gestionnaire, inscription dans le contrat de vente des bois, marquage spécifique...).

f. Je suis le seul sur mon massif forestier à agir pour la maturité, cela a-t-il un intérêt ?

En tant que propriétaire ou gestionnaire de petites surfaces ou surfaces très morcelées, il n'est pas évident de se sentir acteur à l'échelle d'un massif. Notre action peut nous sembler négligeable tant elle est noyée dans des superficies plus vastes, sur lesquelles nous avons rarement la maîtrise.

Pour autant, **même des îlots de maturité de faible surface (2ha) et le maintien de quelques arbres-habitats à l'hectare permettent l'expression d'une diversité d'habitats** (voir parties 4a et b). Bien sûr la pertinence de ces éléments à accueillir et assurer la survie d'une diversité d'espèces dépendra de leur connectivité avec d'autres habitats matures environnants (voir partie 3). Même si celle-ci reste imprévisible du fait de la méconnaissance



des décisions des propriétaires voisins à long terme, nous n'avons d'autre choix qu'essayer, chacun à notre échelle, de jouer notre rôle. **Il s'agit donc d'un pari sur l'avenir et sur le collectif, misant sur le fait que la somme des actions individuelles permettra d'aboutir à terme à une trame de vieux bois efficace.** Par ailleurs, la conservation de bois morts dans les parcelles joue un rôle important vis-à-vis de différentes fonctions (rétention en eau, en nutriment, stockage carbone... (voir parties 2b et c) et ce, dès les premiers m³.

La prise en compte des enjeux de maturité dans les forêts est croissante ces dernières années (voir partie 1c), des dispositifs d'accompagnements des propriétaires émergent, de nombreuses structures professionnelles se font le relais dans les territoires locaux de l'importance de ces aspects, afin qu'un maximum de propriétaires se sentent concernés. Ce contexte invite donc à être optimiste sur ce pari collectif.

Rien ne vous empêche de vous faire ambassadeur, à votre niveau, auprès de votre entourage et de vos voisins, de la prise en compte de ces enjeux de maturité. Certains élus locaux peuvent également être de bons relais.

À noter que **plusieurs démarches de gestion forestière collective existent** et peuvent faciliter la mise en cohérence des approches et interventions. **Ces cadres peuvent être favorables à la prise en compte d'enjeux de maturité et la mise en place de trames de vieux bois à l'échelle de massifs.** On peut citer :

- les **groupements forestiers**, dans lesquelles plusieurs propriétaires s'associent au sein d'une même entité juridique pour gérer ensemble une forêt. Chacun est alors propriétaire d'un nombre de parts du capital et les



décisions sont prises collectivement suivant des règles définies ensemble.

- les **associations syndicales libres de gestion forestière** (ASL GF), où chaque propriétaire reste maître de ses propres parcelles, mais un document de gestion unique est réalisé (« plan simple de gestion concerté »), afin d'optimiser collectivement les actes de gestion, suivant une approche partagée.

Renseignez-vous auprès de votre antenne locale du Centre national de la propriété forestière (CNPF).

J'ai compris l'intérêt fonctionnel de conserver des arbres-habitats dans les peuplements de production, mais est-ce une aberration économique ?



Cette question légitime trouve difficilement une réponse simple, les aspects économiques variant fortement en fonction des contextes. Cependant, on peut apporter les éléments de réflexion suivant :

Conserver 10 arbres-habitats par hectare, combien ça coûte ?

- Lorsqu'ils sont bien choisis (voir partie 4a), la plupart

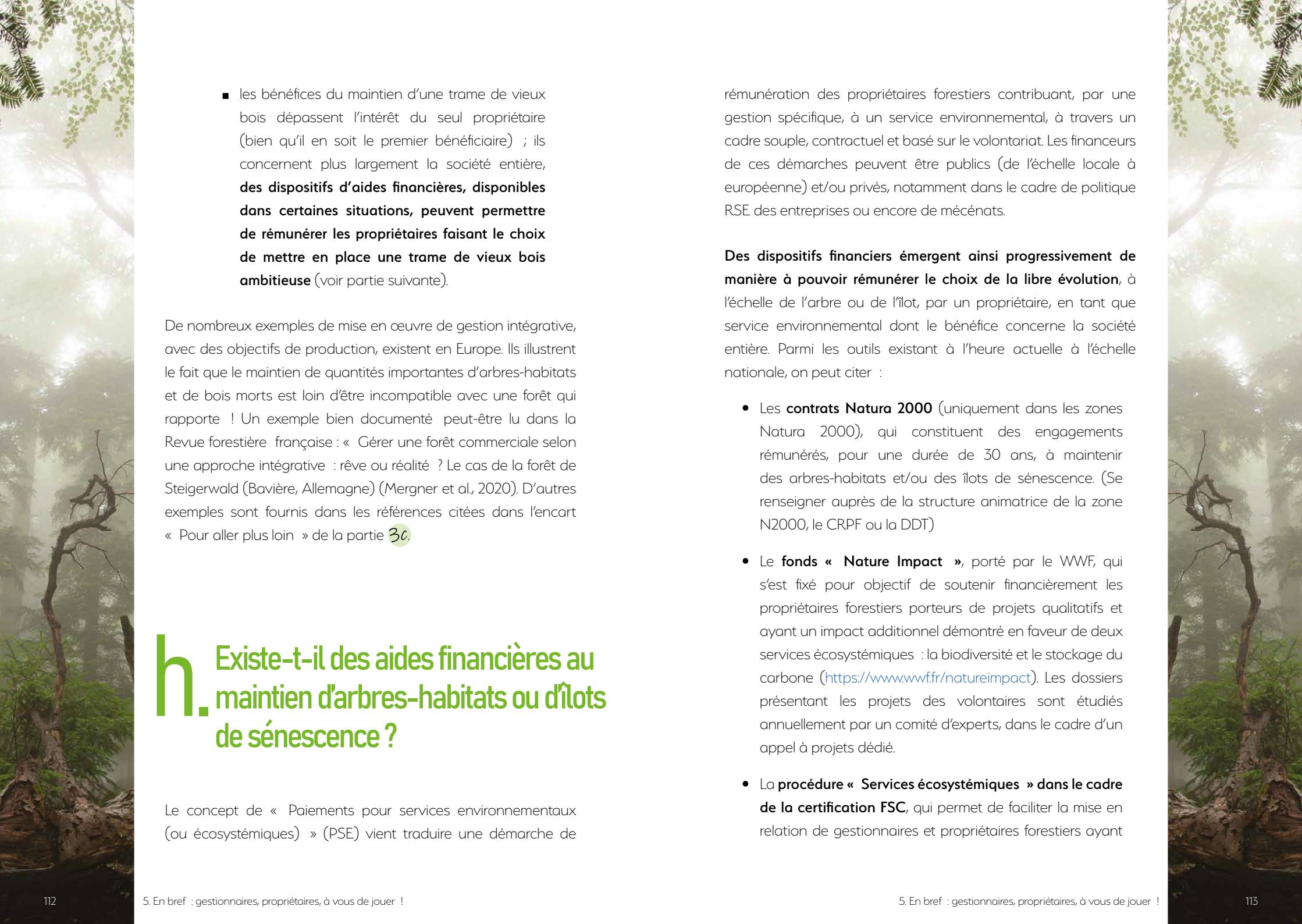
des arbres-habitats ont une faible valeur économique. Il s'agit souvent des « loups » ou arbres à défauts d'un point de vue sylvicole, dont la valeur est dépréciée par des dendromicrohabitats saproxyliques, des branchaisons fortes, etc. Généralement, ces arbres ne pourraient guère être mieux valorisés qu'en bois d'industrie ou bois énergie (pâte à papier, plaquettes forestières...), dans les meilleurs des cas et quand ils peuvent être exploités. On peut considérer que les rémunérations de ces types de valorisation en Occitanie en 2025 varient en moyenne entre 5 à 15 € du m³ (bois sur pied). Si on considère des arbres de 70 cm de diamètre et de 25m de haut équivalant à un volume total unitaire approximatif de 5 m³, la valeur par arbre conservée peut être de 25 à 75 €, soit entre 250 et 750€/ha pour 10 arbres. À titre de comparaison, la valeur totale des bois d'un peuplement, bien que très variable en fonction de la qualité des bois, de l'essence et du contexte, oscille souvent dans une fourchette de 2000 à 10.000 €/ha en Occitanie. (Exemple : 300m³/ha de bois de Sapin pectiné, vendus en moyenne à 30 € du m³, rapporteraient 9000 € l'ha ; un peuplement de Chêne pubescent de 150 m³/ha, vendus en moyenne à 15 €/ha rapporterait 2250€/ha).

- Par ailleurs, ces arbres occupent un espace qui pourrait être comblé par des arbres à plus forte valeur économique, de telle sorte que l'on peut être tenté de les abattre, même s'ils ne valent rien, afin de permettre à de nouveaux sujets mieux conformés de se développer. De manière empirique, on peut considérer que l'emprise spatiale d'un houppier d'un arbre-habitat peut représenter entre 50 et 200m², soit pour 10 arbres une surface entre 500 et 2000m² par ha, représentant entre 5 et 20% de l'aire de

production. Cette proportion peut paraître conséquente, mais rappelons que ça n'est pas la seule... À titre de comparaison, l'installation d'un réseau de cloisonnements, indispensable à la préservation des sols et l'exploitation des bois, occupe généralement environ 20% de la surface (par exemple, dans le cas de cloisonnements de 4m, avec des entraxes de 18m). **De la même manière que la surface des cloisonnements, la surface occupée par ces arbres-habitats est à considérer comme indispensable. Dans les deux cas, il s'agit d'investissements à long terme pour la préservation d'une bonne fonctionnalité, gage de la pérennité de l'objectif de production forestière.**

Conserver 10 arbres-habitats par hectare, qu'est-ce que ça rapporte ?

- La plus-value économique du maintien de ces arbres-habitats est ainsi avant tout celle liée à la bonne fonctionnalité de la forêt. Bien que cela soit difficilement chiffrable, **ces arbres constituent une forme d'assurance pour limiter des pertes économiques liées à des dysfonctionnements** à moyen et long terme qui concernent directement l'objectif de production (par exemple une diminution de la fertilité de la parcelle, des difficultés de régénération, des pullulations fréquentes d'insectes déprécient la valeur des bois, ... (voir partie 2)).
- Par ailleurs, compte-tenu du fait que :
 - dans certains contextes, le maintien de ces arbres ou lamise en place d'îlots de sénescence, éléments ou surfaces alors soustraits définitivement d'un objectif de production, peuvent constituer des manques à gagner à court terme.

- 
- les bénéfices du maintien d'une trame de vieux bois dépassent l'intérêt du seul propriétaire (bien qu'il en soit le premier bénéficiaire) ; ils concernent plus largement la société entière, **des dispositifs d'aides financières, disponibles dans certaines situations, peuvent permettre de rémunérer les propriétaires faisant le choix de mettre en place une trame de vieux bois ambitieuse** (voir partie suivante).

De nombreux exemples de mise en œuvre de gestion intégrative, avec des objectifs de production, existent en Europe. Ils illustrent le fait que le maintien de quantités importantes d'arbres-habitats et de bois morts est loin d'être incompatible avec une forêt qui rapporte ! Un exemple bien documenté peut-être lu dans la Revue forestière française : « Gérer une forêt commerciale selon une approche intégrative : rêve ou réalité ? Le cas de la forêt de Steigerwald (Bavière, Allemagne) (Mergner et al., 2020). D'autres exemples sont fournis dans les références citées dans l'encart « Pour aller plus loin » de la partie 3c.

h. Existe-t-il des aides financières au maintien d'arbres-habitats ou d'îlots de sénescence ?

Le concept de « Paiements pour services environnementaux (ou écosystémiques) » (PSE) vient traduire une démarche de

rémunération des propriétaires forestiers contribuant, par une gestion spécifique, à un service environnemental, à travers un cadre souple, contractuel et basé sur le volontariat. Les financeurs de ces démarches peuvent être publics (de l'échelle locale à européenne) et/ou privés, notamment dans le cadre de politique RSE des entreprises ou encore de mécénats.

Des dispositifs financiers émergent ainsi progressivement de manière à pouvoir rémunérer le choix de la libre évolution, à l'échelle de l'arbre ou de l'îlot, par un propriétaire, en tant que service environnemental dont le bénéfice concerne la société entière. Parmi les outils existant à l'heure actuelle à l'échelle nationale, on peut citer :

- Les **contrats Natura 2000** (uniquement dans les zones Natura 2000), qui constituent des engagements rémunérés, pour une durée de 30 ans, à maintenir des arbres-habitats et/ou des îlots de sénescence. (Se renseigner auprès de la structure animatrice de la zone N2000, le CRPF ou la DDT)
- Le **fonds « Nature Impact »**, porté par le WWF, qui s'est fixé pour objectif de soutenir financièrement les propriétaires forestiers porteurs de projets qualitatifs et ayant un impact additionnel démontré en faveur de deux services écosystémiques : la biodiversité et le stockage du carbone (<https://www.wwf.fr/natureimpact>). Les dossiers présentant les projets des volontaires sont étudiés annuellement par un comité d'experts, dans le cadre d'un appel à projets dédié.
- La **procédure « Services écosystémiques » dans le cadre de la certification FSC**, qui permet de faciliter la mise en relation de gestionnaires et propriétaires forestiers ayant



obtenu cette certification et des entreprises cherchant à financer des projets vertueux, notamment en faveur de la biodiversité.

- **La méthode Label bas carbone « libre évolution »** (voir encadré partie 2c), à l'heure actuelle en cours d'instruction, qui vise l'objectif de rémunérer, pour le service de stockage carbone, les propriétaires mettant en libre évolution des parcelles à enjeux de maturité.

Renseignez-vous auprès des structures citées en 5d.

i. Côté succession, comment garantir qu'une forêt continuera de suivre la trajectoire souhaitée, en confortant une maturité, au-delà d'un changement de propriétaire ?

La gestion des parcelles boisées amène à se projeter sur des pas de temps longs. **Etant donnée la durée des cycles forestiers, la responsabilité de l'avenir de parcelles boisées repose sur plusieurs générations humaines.**

Si vous êtes détenteurs ou gestionnaires de parcelles relativement matures, avec des arbres de plus d'un siècle par exemple, il serait particulièrement dommage de « repartir de zéro » du fait de coupes ne tenant pas compte de ces enjeux. L'héritage de la maturité des parcelles est suffisamment précieux dans le contexte



actuel pour que l'on cherche à le transmettre, à son tour, aux générations futures. De même, si vous initiez une trajectoire de gestion avec un réseau d'arbres-habitats et d'îlots de sénescence, même si les peuplements sont encore jeunes, cette démarche n'a de sens que si elle est poursuivie dans le temps.

Il existe plusieurs options pour chercher à sécuriser, à long terme, l'avenir de sa forêt, suivant des principes définis par un propriétaire.

- Pour les forêts dotées de **Plan simple de gestion (PSG)**, l'inscription d'une trame de vieux bois dans les orientations de gestion est une première démarche permettant d'inscrire ces choix dans le temps et d'y sensibiliser d'éventuels futurs propriétaires. En effet, en cas de changement de propriétaire, le PSG continue de s'appliquer à la forêt (le PSG « suit la forêt ») sur la durée de validité du document. Bien qu'il soit toujours possible de faire évoluer le PSG, il est plus fréquent qu'un nouveau propriétaire poursuive le projet de gestion initié, en particulier si les choix sont bien argumentés. Dans certaines régions, ces forêts dotées de documents de gestion durable peuvent intégrer le « Réseau FRENE » des forêts en libre évolution » (ex : <https://www.onfr.fr/onf/+/bd5:reseau-frene-des-forets-en-libre-evolution-en-auvergne-rhone-alpes-video-version-longue.html>).

Il faut en revanche bien garder à l'esprit que la durée d'application d'un PSG est courte : de 10 à 20 ans, et qu'en aucun cas celui-ci est à lui seul suffisant pour s'opposer réglementairement à un changement de trajectoire.

- **L'Obligation réelle environnementale (ORE)** est un nouvel outil juridique, apparu en 2016. Il offre au



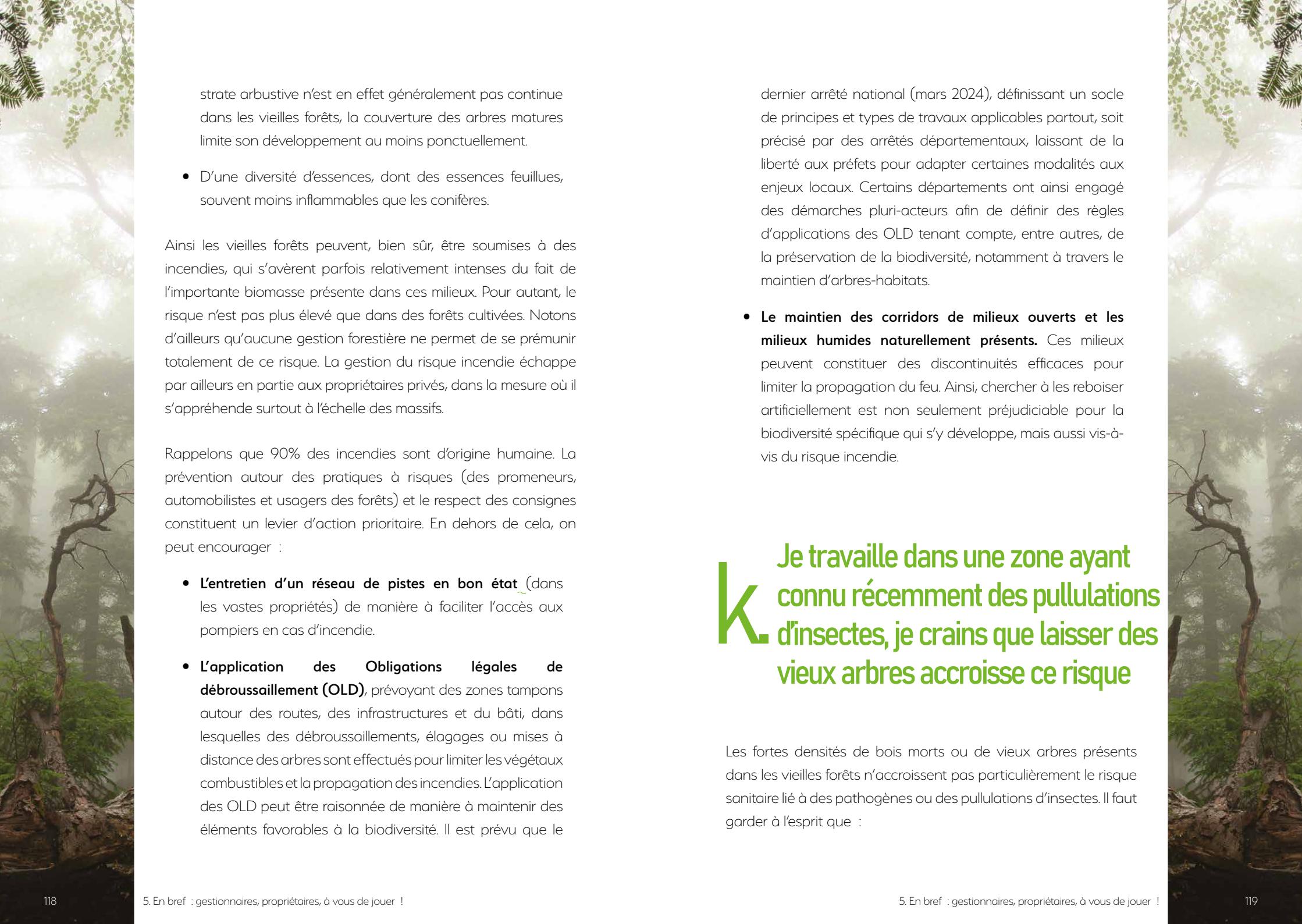
propriétaire la possibilité de définir des règles de gestion qui ont pour finalité la conservation ou la restauration d'éléments de biodiversité ou de fonctions écologiques. Il s'agit d'un contrat, signé chez le notaire, définissant un engagement bilatéral entre un propriétaire et un organisme « co-contractant ». Ce dernier peut être une collectivité, un établissement public, une association agissant pour la protection de l'environnement. Les clauses du contrat sont définies librement selon les souhaits du propriétaire, avec l'accompagnement technique de l'organisme co-contractant, garant de l'intérêt environnemental des règles de conduite proposées. **La durée de l'ORE est choisie et peut aller jusqu'à 99 ans.** Elle est attachée aux parcelles, quel qu'en soit le propriétaire, et peut ainsi continuer à s'appliquer sur plusieurs générations. N'hésitez pas à en parler votre notaire ou à l'un des acteurs mentionnés en partie 5d (CEN, CRPF, autres structures locales investies dans la préservation de la biodiversité ou des vieilles forêts).

- Lorsqu'il n'y a pas d'héritiers intéressés par la forêt, un propriétaire peut également **faire le choix de vendre sa propriété** à un organisme qui s'engagera à perpétuer à long terme des choix de gestion comme la libre évolution ou la prise en compte d'éléments de maturité. Les Conservatoires d'espaces naturels, avec notamment le **réseau Sylvae des vieilles forêts en libre évolution** (<https://reseau-cen.org/faune-flore-habitat/sylvae/>), sont des structures dédiées à l'acquisition de foncier dans l'objectif de préservation de la biodiversité. D'autres associations locales (par exemple, en Occitanie : Nature En Occitanie, le Fonds de dotation Forêts préservées), peuvent également se porter acquéreuses.

j. Je travaille dans une zone vulnérable face aux incendies, comment limiter le risque tout en maintenant de la maturité forestière ?

Les forêts matures ne sont pas plus à risque que les jeunes forêts, au contraire. **Les forêts matures présentent généralement une moindre continuité de combustibles fortement inflammables** du fait :

- De la présence de gros et très gros bois vivants. Or, plus les diamètres des tiges ou troncs sont petits, plus ils participent à la dynamique du feu. Non seulement ces gros bois sont moins facilement inflammables que les petits et que la strate arbustive, mais ils limitent aussi (par la concurrence de leurs vastes houppiers) l'expression de ces derniers et les risques associés.
- De la présence de gros bois morts au sol. Souvent débarrassés de l'essentiel du combustible fin sensible (feuillages, brindilles, branches de faible diamètre) et avec une certaine rétention en eau, ils ne participent pas significativement à la combustion du front actif. Au contraire, un seul tronc de bois mort au sol a la capacité de stocker jusqu'à plusieurs centaines de litres d'eau (voir partie 2b).
- D'une hétérogénéité de structures verticale et horizontale (présence de trouées liées à la mortalité d'arbres), pouvant créer des discontinuités dans la propagation du feu. La



strate arbustive n'est en effet généralement pas continue dans les vieilles forêts, la couverture des arbres matures limite son développement au moins ponctuellement.

- D'une diversité d'essences, dont des essences feuillues, souvent moins inflammables que les conifères.

Ainsi les vieilles forêts peuvent, bien sûr, être soumises à des incendies, qui s'avèrent parfois relativement intenses du fait de l'importante biomasse présente dans ces milieux. Pour autant, le risque n'est pas plus élevé que dans des forêts cultivées. Notons d'ailleurs qu'aucune gestion forestière ne permet de se prémunir totalement de ce risque. La gestion du risque incendie échappe par ailleurs en partie aux propriétaires privés, dans la mesure où il s'appréhende surtout à l'échelle des massifs.

Rappelons que 90% des incendies sont d'origine humaine. La prévention autour des pratiques à risques (des promeneurs, automobilistes et usagers des forêts) et le respect des consignes constituent un levier d'action prioritaire. En dehors de cela, on peut encourager :

- **L'entretien d'un réseau de pistes en bon état** (dans les vastes propriétés) de manière à faciliter l'accès aux pompiers en cas d'incendie.
- **L'application des Obligations légales de débroussaillement (OLD)**, prévoyant des zones tampons autour des routes, des infrastructures et du bâti, dans lesquelles des débroussaillements, élagages ou mises à distance des arbres sont effectués pour limiter les végétaux combustibles et la propagation des incendies. L'application des OLD peut être raisonnée de manière à maintenir des éléments favorables à la biodiversité. Il est prévu que le

dernier arrêté national (mars 2024), définissant un socle de principes et types de travaux applicables partout, soit précisé par des arrêtés départementaux, laissant de la liberté aux préfets pour adapter certaines modalités aux enjeux locaux. Certains départements ont ainsi engagé des démarches pluri-acteurs afin de définir des règles d'applications des OLD tenant compte, entre autres, de la préservation de la biodiversité, notamment à travers le maintien d'arbres-habitats.

- **Le maintien des corridors de milieux ouverts et les milieux humides naturellement présents.** Ces milieux peuvent constituer des discontinuités efficaces pour limiter la propagation du feu. Ainsi, chercher à les reboiser artificiellement est non seulement préjudiciable pour la biodiversité spécifique qui s'y développe, mais aussi vis-à-vis du risque incendie.

K Je travaille dans une zone ayant connu récemment des pullulations d'insectes, je crains que laisser des vieux arbres accroisse ce risque

Les fortes densités de bois morts ou de vieux arbres présents dans les vieilles forêts n'accroissent pas particulièrement le risque sanitaire lié à des pathogènes ou des pullulations d'insectes. Il faut garder à l'esprit que :

- 
- 
- Les invertébrés déprédateurs (« bioagresseurs »), pouvant créer des dégâts sur les arbres sains, représentent une toute petite fraction de la biodiversité : moins de 1 % des espèces d'insectes par exemple ; dans la plupart des forêts, seules 1 à 5 espèces sont susceptibles de devenir problématiques. **L'essentiel de la biodiversité liée aux vieux arbres ne s'intéresse qu'aux substrats d'arbres morts ou dépérisants.** Parmi les espèces saproxyliques, seules quelques espèces, dites « parasites de faiblesses », ont la capacité d'attaquer des arbres peu affaiblis.
 - Pour éviter les pullulations d'espèces parasites, **la présence d'une forte diversité d'autres espèces, prédatrices, antagonistes ou concurrentes de ces premières, constitue la meilleure arme pour agir durablement.** Les vieilles forêts ont des caractéristiques particulièrement intéressantes de ce point de vue :
 - Les vieux arbres présents permettent d'accueillir des populations d'espèces prédatrices d'insectes pouvant provoquer des dégâts dans les peuplements (voir parties 2b et 2c), notamment des oiseaux et mammifères.
 - Les essences autochtones qui les composent sont associées à une diversité d'espèces de champignons, ayant plutôt tendance à limiter le risque d'installation de champignons parasites, les champignons mycorhiziens entrant en concurrence avec ces derniers et limitant leur présence. La diversité d'essences, souvent importante dans les vieilles forêts, joue par ailleurs des rôles forts dans la limitation des risques associés aux insectes phytophages.

Ainsi la présence de vieilles forêts ou de vieux arbres au sein des massifs forestiers vient plutôt limiter un risque sanitaire à long terme. À l'inverse, dans de nombreux contextes, les coupes sanitaires semblent des solutions à efficacité limitée pour enrayer les pullulations d'insectes, en plus d'être assez dommageables pour la biodiversité forestière (voir partie 2b). Elles peuvent même être sources de perturbations supplémentaires, susceptibles d'accentuer la fragilité des arbres et donc leur sensibilité aux pathogènes.

Enfin, il est intéressant d'avoir en tête que les forêts perturbées par des aléas biotiques ou abiotiques sont des milieux souvent très riches en termes de biodiversité, malgré le fait que nos pratiques et l'organisation de nos sociétés limitent beaucoup leur expression à l'échelle des paysages (Cours et al., 2022; Thorn et al., 2020). Rappelons que les perturbations engendrées par la sylviculture ne remplacent que très partiellement la large gamme d'effets des perturbations naturelles (voir partie 1a, Fig. 4). Dans le cas des propriétés où il n'y a pas d'objectif de valorisation de bois, et suite à une perturbation ayant amené de fortes mortalités localement (tempête, incendie, sécheresse...), laisser tout ou partie de cette surface à une dynamique naturelle, en laissant l'ensemble des bois morts en place, est favorable à la biodiversité forestière et aux fonctionnalités de l'écosystème.



Retenons l'essentiel

© N. Gauix

1a

Les vieilles forêts constituent ainsi les vestiges des forêts les plus naturelles qu'il nous reste en Europe. Peu perturbées par l'Homme, elles sont anciennes, matures et composées d'essences autochtones. Laissées à une dynamique naturelle, elles suivent une trajectoire spatiale et temporelle leur conférant des caractéristiques propres, variant suivant l'échelle spatiale considérée.

1b

Du fait de leurs particularités, ces forêts jouent des rôles considérables vis-à-vis de différentes fonctions, notamment la régulation du climat et des cycles hydrologiques, le stockage du carbone et l'accueil de biodiversité.

1c

Les vieilles forêts sont devenues extrêmement rares dans nos territoires. Bien que faisant l'objet d'une connaissance encore très fragmentaire, on estime qu'elles représentent entre 0,1 et 3 % de la surface forestière française. Elles font aujourd'hui l'objet de stratégies de préservation aux échelles européenne, nationales et régionales et méritent une attention très particulière.

Dans les vieilles forêts, les éléments de maturité (gros bois vivants et morts, dendromicrohabitats) sont abondants et diversifiés à toutes les phases du cycle sylvigénétique. La biodiversité, en particulier saproxylique, est adaptée à ce contexte et nécessite abundance, continuité et diversité de ces ressources.

Ces attributs de maturité ne présentent pas uniquement des intérêts dans les réserves naturelles. Leur présence ainsi que celle des espèces associées, sont indispensables pour assurer des fonctions telles que la production de bois. À l'échelle des peuplements, ils contribuent à la croissance des arbres, l'atténuation de sécheresses, la régulation de pathogènes ou d'espèces déprédatrices et à la régénération forestière.

À l'échelle des paysages, ils peuvent participer également à la régulation d'équilibres biologiques, en limitant l'intensité ou la fréquence de pics de pullulation d'insectes, ou encore à l'atténuation du changement climatique par le stockage et la séquestration de grandes quantités de carbone.

Les vieilles forêts sont des réservoirs de biodiversité. Cependant, les ressources liées aux arbres-habitats sont éphémères. Afin de survivre, les espèces doivent se déplacer régulièrement pour trouver de nouveaux substrats équivalents. Cette mobilité permet également des brassages de gènes entre populations distantes. Isolées, les vieilles forêts ne pourront être suffisantes pour préserver la biodiversité forestière et les fonctions associées. Seul un maillage fin de ressources liées aux vieux bois et une matrice favorable entre ces éléments, à l'échelle des paysages, permettront de préserver des populations viables des espèces qui en dépendent.

Or les forêts françaises présentent à l'heure actuelle un important déficit de gros bois morts et de vieux arbres. Chaque propriétaire a un rôle fort à jouer pour renforcer la connectivité entre ces éléments de maturité.

2a

La gestion dite « intégrative » cherche à poursuivre différents objectifs de gestion en s'inspirant des dynamiques observées dans les vieilles forêts. La préservation de la biodiversité est alors un prérequis à tous les autres objectifs. Dans cette démarche, un levier d'action clé réside dans la mise en place de trames de vieux bois à différentes échelles spatiales : réserves intégrales, îlots de sénescence et arbres-habitats.

2b

Le maintien d'arbres-habitats doit être poursuivi dans tous les peuplements et à toutes les phases. Un objectif de 6 à 10 arbres/hectare semble un bon compromis avec les objectifs de gestion. Pour y parvenir, des actions spécifiques à différents moments de la gestion peuvent être entreprises (y compris dans des peuplements n'en contenant pas).

2c

En complément, un réseau d'îlots de sénescence englobant une diversité d'habitats et ciblant prioritairement des forêts anciennes et matures, d'essences autochtones, a toute sa pertinence. Une surface minimale de 2 ha par îlot et une distance maximale d'1km entre chacun, sont des repères à garder à l'esprit compte tenu des connaissances actuelles.

3c

3a

L'avenir des vieilles forêts est entre nos mains. Pour préserver cet héritage et la bonne fonctionnalité de l'ensemble des forêts, à chacun d'agir, à son niveau, en connaissance de cause.

3b

Références



© N. Gouix

AMIAR, D., BLONT, T., CHESNEL, J., DU BUS DE WARNAFFE, G., GOUIX, N., SENGES, H., ROMAIN, L. & STANNARD, T. (en cours de rédaction), Méthode « libre évolution forestière » - LABEL BAS CARBONE, Fédération des Conservatoires d'espaces naturels et Fédération des Parcs naturels régionaux.

ASZALÓS, R., THOM, D., AAKALA, T., ANGELSTAM, P., BRÜMELIS, G., GÁLHIDY, L., KEETON, W. S., (2022), Natural disturbance regimes as a guide for sustainable forest management in Europe, *Ecological Applications*, vol. 32, n°5, p. e2596.

BARREDO, J., BRAILESCU, C., TELLER, A., SABATINI, F.-M., MAURI, A. & JANOUSKOVA, K., (2021), *Mapping and assessment of primary and old-growth forests in Europe*, European Commission. Joint Research Centre, LU.

BARTHOD, C. & TROUVILLIEZ, J., (2002), La protection des forêts dans la politique forestière française, le cas particulier des réserves intégrales, *Revue Forestière Française*, n°1, p. 7-16.

BASTIEN, Y. & GAUBERVILLE, C., (2011), *Vocabulaire forestier. Ecologie, gestion et conservation des espaces boisés*, IDF, 608 p.

BESNARD, S., CARVALHAIS, N., ARAIN, M. A., BLACK, A., DE BRUIN, S., BUCHMANN, N., REICHSTEIN, M., (2018), Quantifying the effect of forest age in annual net forest carbon balance, *Environmental Research Letters*, vol. 13, n°12, p. 124018.

BŁOŃSKA, E., KLAMERUS-IWAN, A., ŁAGAN, S. & LASOTA, J., (2018), Changes to the water repellency and storage of different species of deadwood based on decomposition rate in a temperate climate: Changes of properties with decomposition rate of deadwood, *Ecohydrology*, vol. 11, n°8, p. e2023.

BŁOŃSKA, E., LASOTA, J. & PIASZCZYK, W., (2020), Carbon and nitrogen stock in deadwood biomass in natural temperate forest along a soil moisture gradient, *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with All Aspects of Plant Biology*, vol. 154, n°2, p. 213-221.

BŁOŃSKA, E., PRAŻUCH, W. & LASOTA, J., (2023), Deadwood affects the soil organic matter fractions and enzyme activity of soils in altitude gradient of temperate forests, *Forest Ecosystems*, vol. 10, p. 100115.

BŁOŃSKA, E., WAŻNY, R., GÓRSKI, A. & LASOTA, J., (2024), Decomposing benefits: Examining the impact of beech deadwood on soil properties and microbial diversity, *Science of The Total Environment*, vol. 930, p. 172774.

BOBIEC, A., GUTOWSKI, J. M., LAUDENSLAYER, W., PAWLACZYK, P. & ZUB, K., (2005), *The afterlife of a tree*, WWF Poland, 251 p.

BOUGET, C., BRUSTEL, H., NOBECOURT, T. & ZAGATTI, P., (2019), *Les Coléoptères saproxyliques de France : Catalogue écologique illustré*, Publications scientifiques du MNHN, Paris, 744 p.

BOUGET, C., JANSSEN, P. & LARRIEU, L., (2021), Très gros arbres, bois morts et arbres-habitats : des attributs de maturité déterminants pour la biodiversité et le fonctionnement des forêts, *H&B*, p. 142-155.

BOUGET, C. & LARRIEU, L., (2016), Note de synthèse bibliographique sur les relations entre gros bois morts (GBM) et biodiversité pour l'indicateur ONB « Volumes de bois particulièrement favorables à la biodiversité ».

BOUGET, C., LE BORGNE, H. & CHAUVEAU, A., (2022), Rapport Passifor2 - Tâche C - Estimation de la diversité de groupes d'espèces forestières.

BOUGET, C., PARMAIN, G., GILG, O., NOBLECOURT, T., NUSILLARD, B., PAILLET, Y., GOSELIN, F., (2014), Does a set-aside conservation strategy help the restoration of old-growth forest attributes and recolonization by saproxylic beetles?, *Animal Conservation*, vol. 17, n°4, p. 342-353.

BUCHWALD, E., (2005), A hierarchical terminology for more or less natural forests in relation to sustainable management and biodiversity conservation, *Third Expert Meeting on Harmonizing Forest-Related Definitions*, p. 111-127.

BÜTLER, R., LACHAT, T., KRUMM, F., KRAUS, D. & LARRIEU, L., (2020), Connaître, conserver et promouvoir les arbres-habitats, *WSL - Notice pour le praticien*, n°64, .

CATEAU, E., LARRIEU, L., VALLAURI, D., SAVOIE, J.-M., TOUROULT, J. & BRUSTEL, H., (2015), Ancienneté et maturité : deux qualités complémentaires d'un écosystème forestier, *Comptes Rendus Biologies*, vol. 338, n°1, p. 58-73.

CATEAU, E., PARROT, M., ROUX, A., REYNA, K., ROSSI, M., BRUCIAMACCHIE, M. & VALLAURI, D., (2013), Réseau d'îlots de vieux bois. *Éléments de méthode et test dans les forêts publiques du Mont-Ventoux* (Rapport WWF), Rapport WWF, 66 p.

CHUINE, I., CIAIS, P., CRAMER, W. & LASKAR, J., (2023), *Les forêts françaises face au changement climatique* (Rapport de l'Académie des sciences), Rapport de l'Académie des sciences, 51 p.

COURS, J., LARRIEU, L., SALLÉ, A. & BOUGET, C., (2023), Conséquences des coupes sanitaires sur la résilience des écosystèmes forestiers perturbés : une revue de la littérature, *Revue forestière française*, vol. 74, n°2, p. 201-221.

COURS, J., SIRE, L., LADET, S., MARTIN, H., PARMAIN, G., LARRIEU, L., ... BOUGET, C., (2022), Drought-induced forest dieback increases taxonomic, functional, and phylogenetic diversity of saproxylic beetles at both local and landscape scales, *Landscape Ecology*, vol. 37, n°8, p. 2025-2043.

CUISIN, M., (1992), Le Pic noir et les insectes, *Insectes*, n°84, .

CURTIS, P. S. & GOUGH, C. M., (2018), Forest aging, disturbance and the carbon cycle, *New Phytologist*, vol. 219, n°4, p. 1188-1193.

DE FRENNE, P., LENOIR, J., LUOTO, M., SCHEFFERS, B. R., ZELLWEGER, F., AALTO, J., HYLANDER, K., (2021), Forest microclimates and climate change: Importance, drivers and future research agenda, *Global Change Biology*, vol. 27, n°11, p. 2279-2297.

DE FRENNE, P., ZELLWEGER, F., RODRÍGUEZ-SÁNCHEZ, F., SCHEFFERS, B. R., HYLANDER, K., LUOTO, M., LENOIR, J., (2019), Global buffering of temperatures under forest canopies, *Nature Ecology & Evolution*, vol. 3, n°5, p. 744-749.

DECOCQ, G., DUPOUHEY, J.-L. & BERGÈS, L., (2021), Dynamiques forestières à l'ère anthropocène : mise au point sémantique et proposition de définitions écologiques, *Revue forestière française*, vol. 73, n°1, p. 21-52.

DE GROOT, G. A., (2022), Connectivity needs for grassland arthropods (ETC/BD report to the EEA), ETC/BD report to the EEA.

DUPOUHEY, J. L., PIGNARD, G., BADEAU, V., THIMONIER, A., DHÔTE, J.-F., NEPVEU, G., NYS, C., (2000), Stocks et flux de carbone dans les forêts françaises, *Revue Forestière Française*, vol. LII, n°spécial, p. 139-154.

EGLI S. & BRUNNER I. (2002), Les mycorhizes. Une fascinante biocénose en forêt. *Notice pour le praticien*, vol. 35, n° 8. Adresse : <http://www.slf.ch/wsl/dienstleistungen/publikationen/pdf/5191.pdf>.

EMBERGER, C., BOISSIER, J.-M. & DESCAYES, S., (2018), Champignons mycorhiziens et arbres : partenaires indissociables - Les favoriser dans le cadre d'une sylviculture irrégulière, CNPF - Projet Forêt irrégulière école du Bougès.

EMBERGER, C., LARRIEU, L. & GONIN, P., (2016), *Dix facteurs clés pour la diversité des espèces en forêt. Comprendre l'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP)*, Institut pour le Développement Forestier, Paris, 58 p.

EMBERGER, C., LARRIEU, L., ROTIEL, S. & GONIN, P., (2023), *Ten key factors for species diversity in forests. Understanding the Index of Biodiversity Potential (IBP)*. 2nd edition., Paris:CNPF-IDF, 62 p.

EMBERGER, C. & MOLINES, L., (2021), Bois morts et vieux arbres, piliers du fonctionnement des écosystèmes forestiers - Pourquoi et comment les prendre en compte dans la gestion ?, CNPF - Projet Forêt irrégulière école du Bougès.

EMBERGER, C., MOLINES, L. & CAROFF, H., (2021), Insectes polliniseurs en forêt, un « effet papillon » sur le fonctionnement de l'écosystème - Pourquoi et comment les prendre en compte dans la gestion ?, CNPF - Projet Forêt irrégulière école du Bougès.

EUROPEAN COMMISSION, (2023), *Commission Guidelines for Defining, Mapping, Monitoring and Strictly Protecting EU Primary and Old-Growth Forests*, Brussels, 24 p.

FAHRIG, L., (1998), When does fragmentation of breeding habitat affect population survival?, *Ecological Modelling*, vol. 105, n°2-3, p. 273-292.

FAYT, P., MACHMER, M. M. & STEEGER, C., (2005), Regulation of spruce bark beetles by woodpeckers—a literature review, *Forest Ecology and Management*, vol. 206, n°1-3, p. 1-14.

FINN, J. A., (2001), Ephemeral resource patches as model systems for diversity-function experiments, *Oikos*, vol. 92, n°2, p. 363-366.

FREY, S. J. K., HADLEY, A. S., JOHNSON, S. L., SCHULZE, M., JONES, J. A. & BETTS, M. G., (2016), Spatial models reveal the microclimatic buffering capacity of old-growth forests, *Science Advances*, vol. 2, n°4, p. e1501392.

GARBAYE, J., (2013), *La symbiose mycorhizienne : une association entre les plantes et les champignons*, Quae, 256 p.

GARRIGUE, J., LARRIEU, L. & BOISSON, B., (2022), « Que voit-on dans une forêt en libre évolution que l'on ne voit pas ailleurs ? », trois regards complémentaires, *Revue forestière française*, vol. 73, n°2-3, p. 137-160.

GILG, O., (2004), *Les forêts à caractère naturel, caractéristiques, conservation et suivi*, ATEN.

GOUIX, N., (2011), *Gestion forestière et biodiversité, les enjeux de conservation d'une espèce parapluie: Limoniscus violaceus (Coleoptera)* (Thèse de doctorat), Université Pierre et Marie Curie.

GOUIX, N., SAVOIE, J.-M., BOUTELOUP, R., CORRIOL, G., CUYPERS, T., HANNOIRE, C., MARC, D., (2019), *Inventaire et caractérisation des noyaux de « vieilles forêts de plaine » - Pour une continuité de la trame forestière entre Pyrénées et Massif-central. Rapport final*, Conservatoire d'espaces naturels Midi-Pyrénées / Ecole d'ingénieurs de Purpan, 64 p.

GUSTAFSSON, L., HANNERZ, M., KOIVULA, M., SHOROHOVA, E., VANHAMAJAMAA, I. & WESLIEN, J., (2020), Research on retention forestry in Northern Europe, *Ecological Processes*, vol. 9, n°1, p. 3.

HADDAD, N. M., BRUDVIG, L. A., CLOBERT, J., DAVIES, K. F., GONZALEZ, A., HOLT, R. D., TOWNSHEND, J. R., (2015), Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems, *Science Advances*, vol. 1, n°2, p. e1500052.

HARMON, M. E., FRANKLIN, J. F., SWANSON, F. J., SOLLINS, P., GREGORY, S., LATTIN, J., OTHERS, (1986), Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems, *Advances in ecological research*, vol. 15, p. 133-302.

IABLOKOFF, A. KH., (1953), Le rôle hygrométrique des arbres morts dans l'équilibre thermo-dynamique des forêts, *Revue Forestière Française*, n°1, p. 17.

IGN, (2018), *La forêt française : état des lieux et évolutions récentes - Panorama des résultats de l'inventaire forestier national - Edition 2018*, 56 p.

IGN, (2021), *Indicateurs de gestion durable des forêts françaises métropolitaines*, édition 2020, Paris, 307 p.

JACTEL, H. & MARINI, L., (2022), Libre évolution des forêts et maîtrise du risque sanitaire associé aux scolytes des conifères, *Revue forestière française*, vol. 73, n°2-3, p. 383-390.

JACTEL, H., MOREIRA, X. & CASTAGNEYROL, B., (2021), Tree Diversity and Forest Resistance to Insect Pests: Patterns, Mechanisms, and Prospects, *Annual Review of Entomology*, vol. 66, n°1, p. 277-296.

JAKOBY, O., RADEMACHER, C. & GRIMM, V., (2010), Modelling dead wood islands in European beech forests: how much and how reliably would they provide dead wood?, *European Journal of Forest Research*, vol. 129, n°4, p. 659-668.

JÖNSSON, N., MÉNDEZ, M. & RANIUS, T., (2004), Nutrient richness of wood mould in tree hollows with the Scarabaeid beetle *Osmoderma eremita*, *Animal biodiversity and conservation*, vol. 27, n°4, p. 79-82.

KOERNER, W., CINOTTI, B., JUSSY J.H. & BENOÎT, M., (2000), Evolution des surfaces boisées en France depuis le début du XIXème siècle : identification et localisation des boisements des territoires agricoles abandonnés, *Revue Forestière Française*, n°3, p. 249.

KÖHL, M., NEUPANE, P. R. & LOTFIOMRAN, N., (2017), The impact of tree age on biomass growth and carbon accumulation capacity: A retrospective analysis using tree ring data of three tropical tree species grown in natural forests of Suriname, *PLOS ONE*, vol. 12, n°8, p. e0181187.

KOMONEN, A. & MÜLLER, J., (2018), Dispersal ecology of deadwood organisms and connectivity conservation, *Conservation Biology*, vol. 32, n°3, p. 535-545.

KRAUS, D. & KRUMM, F., (2013), *Les approches intégratives en tant qu'opportunité de conservation de la biodiversité forestière*, 308 p.

KRUMM, F., SCHUCK, A. & RIGLING, A., (2020), How to balance forestry and biodiversity conservation? - A view across Europe, Birmensdorf: European Forest Institute (EFI); Swiss Federal Institute for Forest, Snow and Landscape Research (WSL).

LACHAT, T. & BÜTLER, R., (2007), *Gestion des vieux arbres et du bois mort - îlots de sénescence, arbres-habitat et métapopulations saproxyliques*, 87 p.

LARRIEU, L., BOUGET, C., COURBAUD, B., DOERFLER, I., GOUIX, N., GOULARD, M., ZUDIN, S., (2025), Spatial distribution of tree-related microhabitats in European beech-dominated forests, *Biological Conservation*, vol. 301, p. 110867.

LARRIEU, L., BURRI, S., CORRIOL, G., GOUIX, N., LADET, S., LAROCHE, F., BRIN, A., (2023), Are the remnants of old-growth mountain forests always relevant to inspire close-to-nature forest management and efficient biodiversity conservation?, *Biological Conservation*, vol. 279, p. 109954.

LARRIEU, L. & CABANETTES, A., (2012), Species, live status, and diameter are important tree features for diversity and abundance of tree microhabitats in subnatural montane beech-fir forests, *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 42, n°8, p. 1433-1445.

LARRIEU, L., CABANETTES, A., BRIN, A., BOUGET, C. & DECONCHAT, M., (2014a), Tree microhabitats at the stand scale in montane beech-fir forests: practical information for taxa conservation in forestry, *European Journal of Forest Research*, vol. 133, n°2, p. 355-367.

LARRIEU, L., CABANETTES, A., GONIN, P., LACHAT, T., PAILLET, Y., WINTER, S., DECONCHAT, M., (2014b), Deadwood and tree microhabitat dynamics in unharvested temperate mountain mixed forests: A life-cycle approach to biodiversity monitoring, *Forest Ecology and Management*, vol. 334, p. 163-173.

LARRIEU, L., CABANETTES, A., GOUIX, N., BURNEL, L., BOUGET, C. & DECONCHAT, M., (2017), Development over time of the tree-related microhabitat profile: the case of lowland beech-oak coppice-with-standards set-aside stands in France, *European Journal of Forest Research*.

LARRIEU, L., CABANETTES, A., GOUIX, N., BURNEL, L., BOUGET, C. & DECONCHAT, M., (2019), Post-harvesting dynamics of the deadwood profile: the case of lowland beech-oak coppice-with-standards set-aside stands in France, *European Journal of Forest Research*.

LARRIEU, L. & GONIN, P., (2008), L'Indice de Biodiversité Potentielle (IBP): une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers, *Revue Forestière Française*, vol. LX, n°6, p. 727-748.

LAUER, M. & TILLON, L., (2023), *Chauves-souris et forêt, des alliés indispensables*, CNPF-IDF, 64 p.

LEGRAND, P. & BARTOLI, M., (2005), Des pics et des arbres, *Revue Forestière Française*, vol. LVII, n°6, p. 513-524.

LENOIR, J., HATTAB, T. & PIERRE, G., (2017), Climatic microrefugia under anthropogenic climate change: implications for species redistribution, *Ecography*, vol. 40, n°2, p. 253-266.

LUYSSAERT, S., SCHULZE, E.-D., BÖRNER, A., KNOHL, A., HESSENMÖLLER, D., LAW, B. E., GRACE, J., (2008), Old-growth forests as global carbon sinks, *Nature*, vol. 455, n°7210, p. 213-215.

MARINI, L., AYRES, M. P. & JACTEL, H., (2022), Impact of Stand and Landscape Management on Forest Pest Damage, *Annual Review of Entomology*, vol. 67, n°1, p. 181-199.

MARTIKAINEN, P., SIITONEN, J., PUNNTILA, P., KAILA, L. & RAUH, J., (2000), Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland, *Biological Conservation*, vol. 94, n°2, p. 199-209.

MERGNER, U., KRAUS, D. & LARRIEU, L., (2020), Gérer une forêt commerciale selon une approche intégrative : rêve ou réalité ? Le cas de la forêt de Steigerwald (Bavière, Allemagne), *Revue Forestière Française*, vol. LXXII, p. 33-53.

MÜLLER, J. & BÜTLER, R., (2010), A review of habitat thresholds for dead wood: a baseline for management recommendations in European forests, *European Journal of Forest Research*, vol. 129, n°6, p. 981-992.

NEUSCHULZ, E. L., MUELLER, T., SCHLEUNING, M. & BÖHNING-GAESE, K., (2016), Pollination and seed dispersal are the most threatened processes of plant regeneration, *Scientific Reports*, vol. 6, n°1, p. 29839.

NEWTON, A. C. & HAIGH, J. M., (1998), Diversity of ectomycorrhizal fungi in Britain: a test of the species-area relationship, and the role of host specificity, *New Phytologist*, vol. 138, n°4, p. 619-627.

NILSSON, S. G., HEDIN, J. & NIKLASSON, M., (2001), Biodiversity and its assessment in boreal and nemoral forests, *Scandinavian Journal of Forest Research*, vol. 16, n°S3, p. 10-26.

ONF (Biache C. et al.), (2017), *Vieux bois et bois mort - Guide technique*, Office national des forêts, Direction forêts et risques naturels (DFRN), 102 p.

PALVIAINEN, M., FINÉR, L., LAIHO, R., SHOROHOVA, E., KAPITSA, E. & VANHAMAJAMAA, I., (2010), Phosphorus and base cation accumulation and release patterns in decomposing Scots pine, Norway spruce and silver birch stumps, *Forest Ecology and Management*, vol. 260, n°9, p. 1478-1489.

PAN, Y., BIRDSEY, R. A., FANG, J., HOUGHTON, R., KAUPPI, P. E., KURZ, W. A., HAYES, D., (2011), A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests, *Science*, vol. 333, n°6045, p. 988-993.

PERRY, D. A., OREN, R. & HART, S. C., (2008), *Forest ecosystems - 2nd edition*, Johns Hopkins University Press, Baltimore, 606 p.

RANIUS, T. & HEDIN, J., (2001), The dispersal rate of a beetle, *Osmodesma eremita*, living in tree hollows, *Oecologia*, vol. 126, n°3, p. 363-370.

RIEDWEG, C., (2021), Inventaire des peuplements subnaturels des forêts publiques de France métropolitaine: deux enquêtes à 25 ans de distance, *RDV techniques - ONF*, n°71-72, p. 43-50.

ROSENVALD, R. & LOHMUS, A., (2008), For what, when, and where is green-tree retention better than clear-cutting? A review of the biodiversity aspects, *Forest ecology and management*, vol. 255, p. 1-15.

SAVOIE, J.-M., BARTOLI, M., BLANC, F., BRIN, A., BRUSTEL, H., CATEAU, E., ... VICTOIRE, C., (2015), *Vieilles forêts pyrénéennes de Midi-Pyrénées - Deuxième phase - Evaluation et cartographie des sites - Recommandations - Rapport final*, Ecole d'ingénieurs de Purpan/Dreal Midi-Pyrénées, 125 p.

SAVOIE, J.-M., BARTOLI, M., BRIN, A., BRUSTEL, H., CELLE, J., CORRIOL, G., VALLADARES, L., (2011), *Vieilles forêts pyrénéennes de Midi-Pyrénées - Première phase - Rapport d'étude de projet FEDER 2008-2011*, Ecole d'ingénieurs de Purpan/Dreal Midi-Pyrénées, 320 p.

SAVOIE, J.-M., THOMAS, M., CATEAU, E., GOUIX, N. & PACCARD, P. (2022), Connaitre les forêts anciennes et matures: comment? pourquoi?, *Revue forestière française*, vol. 73, n°2-3, p. 179-209.

STEPHENSON, N. L., DAS, A. J., CONDIT, R., RUSSO, S. E., BAKER, P. J., BECKMAN, N. G., ZAVALA, M. A., (2014), Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size, *Nature*, vol. 507, n°7490, p. 90-93.

STERKENBURG, E., CLEMMENSEN, K. E., LINDAHL, B. D. & DAHLBERG, A., (2019), The significance of retention trees for survival of ectomycorrhizal fungi in clear-cut Scots pine forests, *Journal of Applied Ecology*, vol. 56, n°6, p. 1367-1378.

STOKLAND, J., SIITONEN, J. & JONSSON, B. G., (2012), Biodiversity in dead wood, Cambridge University Press, *Ecology, Biodiversity and Conservation*, 509 p.

THOMPSON, L., CATEAU, E., DEBAIVE, N., BRAY, F., TORRE, A., VALLET, P. & PAILLET, Y., (2022), How much does it take to be old? Modelling the time since the last harvesting to infer the distribution of overmature forests in France, *Diversity and Distributions*, vol. 28, n°2, p. 200-213.

THORN, S., CHAO, A., GEORGIEV, K. B., MÜLLER, J., BÄSSLER, C., CAMPBELL, J. L., LEVERKUS, A. B., (2020), Estimating retention benchmarks for salvage logging to protect biodiversity, *Nature Communications*, vol. 11, n°1, p. 4762.

VÄISÄNEN, R., BISTRÖM, O. & HELIÖVAARA, K., (1993), Sub-cortical Coleoptera in dead pines and spruces: is primeval species composition maintained in managed forests?, *Biodiversity and Conservation*, vol. 2, n°2, p. 95-113.

WATSON, J. E. M., EVANS, T., VENTER, O., WILLIAMS, B., TULLOCH, A., STEWART, C., LINDENMAYER, D., (2018), The exceptional value of intact forest ecosystems, *Nature Ecology & Evolution*, vol. 2, n°4, p. 599-610.

WINTER, S. & BRAMBACH, F., (2011), Determination of a common forest life cycle assessment method for biodiversity evaluation, *Forest Ecology and Management*, vol. 262, n°12, p. 2120-2132.

Table des figures



Figure 1 - Aire naturelle (vert) et d'introduction (beige) de l'Epicéa commun	16
Figure 2 - Représentation schématique d'une mosaïque de phases d'une portion de forêt naturelle	20
Figure 3 - Différentes phases du cycle sylvigénétique	21
Figure 4 - Caractéristiques de différents types de perturbations affectant les forêts tempérées et boréales.....	22
Figure 5 - Illustration de l'effet tampon de la forêt et de l'augmentation du découplage....	25
Figure 6 - Effet de la structure des forêts sur les températures printanières	26
Figure 7 - Carte d'avancement des inventaires des vieilles forêts en France.....	31
Figure 8 - Forêts primaires et subnaturelles recensées à l'échelle européenne	32
Figure 9 - Volumes de bois morts dans les forêts subnaturelles mixtes de montagne (Europe tempérée), au cours du cycle sylvigénétique.....	38
Figure 10 - Densité de cavités dans les forêts subnaturelles mixtes de montagne... .	39
Figure 11 - Forte représentation des espèces saproxyliques chez les coléoptères et les champignons forestiers.....	40

Figure 12 - Diversité d'espèces nécessaire à la décomposition du bois mort	42
Figure 13 - Simulation de l'effet du retrait systématique des bois morts sur la productivité d'un peuplement	44
Figure 14 - Capacité de rétention d'eau des bois morts au sol.....	45
Figure 15 - Densité des populations de pics en forêts subnaturelles et en forêts cultivées	52
Figure 16 - Séquestration de carbone en fonction de l'âge des forêts.....	56
Figure 17 - Distance maximale de dispersion des invertébrés saproxyliques.....	65
Figure 18 - Carte des forêts anciennes en France métropolitaine, selon Cassini.....	66
Figure 19 - Ressource en bois mort dans les forêts françaises.....	67
Figure 20 - Évolution des surfaces forestières en France	70
Figure 21 - Schématisation d'une trame de vieux bois	71
Figure 22 - Richesse des insectes et champignons associés aux essences autochtones et allochtones de différentes provenances	80
Figure 23 - Influence du diamètre des arbres sur les dendromicrohabitats.....	81
Figure 24 - 17 groupes de dendromicrohabitats selon la typologie internationale ..	84
Figure 25 - Illustration de la structure hiérarchique : extrait de la typologie internationale pour la forme «Blessures et bois apparents».....	84
Figure 26 - Richesse en champignons mycorhiziens variable suivant la nature des essences, au Royaume-Uni.....	86
Figure 27 - Valeurs seuils préconisées ou documentées scientifiquement pour les bois morts et arbres-habitats.....	87
Figure 28 - Influence des stades de saproxylation et diamètres des bois morts sur la richesse et la composition des cortèges.....	88

Si les forêts vierges de toute intervention humaine n'existent plus en Europe, des vestiges peu perturbés par l'Homme depuis des décennies, voire des siècles, persistent çà et là dans les massifs forestiers : les « vieilles forêts ». Ces écosystèmes recèlent de particularités, plus ou moins visibles, les rendant uniques. Ils portent en particulier un précieux héritage : une maturité se révélant à travers la présence de gros et vieux arbres, vivants et morts, abondants et diversifiés. Pour autant, l'importance de cette maturité dans le fonctionnement de l'écosystème et les enjeux associés restent mal compris.

Dans les forêts cultivées, la maturité est de fait limitée par nos pratiques. Les démarches de préservation d'arbres-habitats ou de désignation d'îlots de sénescence sont devenues relativement familières, mais leur mise en œuvre sur le terrain continue de questionner les forestiers et reste souvent insuffisante. En particulier, en contexte de forêt privée morcelée, la constitution de trames de vieux bois fonctionnelles nécessite l'implication de nombreux acteurs et peut représenter des défis.

Or, préservation des vieilles forêts et maintien d'arbres et d'îlots en libre évolution permanente dans la matrice des forêts cultivées sont à conjuguer pour que l'expression de cette maturité tiennent ses promesses en termes de fonctionnalités.

A l'heure où l'Europe appelle tous les Etats à préserver ses vieilles forêts, ce guide vise à donner des clés pour mieux comprendre les enjeux liés à la maturité des écosystèmes. Fruit d'un travail collaboratif, il rassemble des connaissances scientifiques, des recommandations et des leviers opérationnels pour agir collectivement sur les trames de vieux bois au sein des forêts privées.