

La Liste rouge des écosystèmes en France

Habitats forestiers de France métropolitaine

Recueil des études de cas



Sommaire

Table des illustrations.....	4
Avant-propos.....	5
Les hêtraies métropolitaines (<i>Fagus woodland</i>) (EUNIS Niveau 3 : G 1.6)	6
Classification	6
Description	6
Distribution	10
Menaces.....	11
Application de la méthodologie de la « Liste rouge des écosystèmes de l’UICN »	16
Conclusion	28
Les pessières et sapinières métropolitaines (<i>Abies & Picea woodland</i>) (EUNIS Niveau 3 : G3.1)	29
Classification	29
Description	30
Distribution	32
Menaces.....	34
Application de la méthodologie de la « Liste rouge des écosystèmes de l’UICN »	37
Conclusion.....	44
Les chênaies sclérophylles méditerranéennes de Chêne vert (<i>Quercus ilex woodland</i>) (EUNIS Niveau 4 : G2.12)	45
Classification	45
Description	45
Distribution	48
Menaces.....	49
Application de la méthodologie de la « Liste rouge des écosystèmes de l’UICN »	52
Conclusion.....	57
Les forêts de pentes, ravins et éboulis (<i>Ravine and slope woodland</i>) (EUNIS Niveau 4 : G 1.A4)	58
Classification	58
Description	58
Distribution	61
Menaces.....	62
Application de la méthodologie de la « Liste rouge des écosystèmes de l’UICN »	64
Conclusion.....	68
Les pinèdes corses à Pin laricio (<i>Corsican Pinus laricio woodland</i>) (EUNIS Niveau 4 : G3.54)	69
Classification	69
Description	70
Distribution	73
Menaces.....	74
Application de la méthodologie de la « Liste rouge des écosystèmes de l’UICN »	78
Conclusion.....	87
Bibliographie :	88

Table des illustrations

Figure 1 : Limites inférieure (a), supérieure (b) et domaine naturel (c) des hêtraies en Europe (Source : Teissier du Cros, 1981)	8
Figure 2 : Sylvigénèse et impact de la gestion forestière (Source : Bastien, 2001)	9
Figure 3 : Répartition des habitats de hêtraies (EUNIS G1.6) en France métropolitaine (Source : Rizzetto & Probst, non publié)	10
Figure 4 : AOT 40 cumulé en fonction de la date d'apparition de symptômes d'ozone visibles sur le feuillage des plantes indiquées, en 1998. Expérimentation à ciel ouvert en Suisse (Source : Ulrich, 2005)	13
Figure 5 : Evolution possible de la distribution du Hêtre pour les périodes 2011-2040, 2041-2070, 2071-2100, sur la base de la situation 1961-1990 (modèle climatique HadCM3, scénario GIEC A2 (Source : Piedallu et al., 2009)	16
Figure 6 : Durée et intensité du déficit hydrique annuel pour les 15 hêtraies du réseau RENECOFOR sur la période 1961-1990 (Source : Lebourgeois, 2005)	18
Figure 7 : Carte des charges critiques d'acidité pour les écosystèmes forestier, zones de dépassement et répartition actuelle des hêtraies (Source: Probst et al., 2004 ; Rizzetto & Probst, non publié)	19
Figure 8 : Hêtraies sur sols présentant des déficits hydriques annuels supérieurs 100 mm/an (a) et 50 mm/an (b) (Source : Piedallu, 2012 ; Rizzetto & Probst, non publié)	20
Figure 9 : Zones écologiquement favorables au Hêtre sur la période 1961-1990 (a, en blanc), estimées pour la période 2041-2070 (b, en blanc) et estimation des surfaces devenues non favorables (c, en noir) (Source : Piedallu et al., 2009)	22
Figure 10 : Carte de la répartition des hêtraies et de leur vulnérabilité à l'échéance 2050 (Source Pecquet, 2011 ; Rizzetto & Probst, non publié)	22
Figure 11 : Evolution du déficit foliaire du Hêtre au sein du réseau systématique de suivi des dommages forestiers depuis 1997 (Source : Goudet, 2011)	24
Figure 12 : Estimation de croissance continue ou proportionnelle du déficit foliaire du Hêtre	25
Figure 13 : Répartition des Hêtres par classes d'âge, au sein des hêtraies métropolitaines (Source : IFN, relevés 2005-2011)	25
Figure 14 : Carte des hêtraies actuelles supposées anciennes (Source : Vallauri et al., 2012 ; Rizzetto & Probst, non publié)	26
Figure 15 : Répartition naturelle du sapin pectiné (a) et de l'Epicéa commun (b) en Europe (Source : Skroppa, 2003 ; Wolf, 2008)	32
Figure 16 : Répartition des forêts de Sapins et/ou d'Epicéas (EUNIS G3.1) en France et hors plantations (a), placettes IFN avec présence de Sapins ou d'Epicéas (b) et aire de répartition favorable aux Sapins et Epicéas sur la période 1961-1990 (c) (Source : Rizzetto & Probst, non publié ; IFN, données brutes ; Piedallu et al., 2009)	32
Figure 17 : Schéma hypothétique du dépérissement progressifs des peuplements forestiers (Source : Bonneau, 1985)	34
Figure 18 : Représentation des habitats de sapinières et de pessières (Rizzetto & Probst, non publié) et estimation des surfaces qui deviendront non favorables au Sapin (a) et à l'Epicéa (b) au cours de la période 2041-2070, par modélisation de présence/absence (0 ou 1), scénario A2 du GIEC et modèle climatique HadCM3 (Source : Piedallu et al., 2009)	39
Figure 19 : Intensité du déficit foliaire de l'Epicéa et du Sapin pectiné entre 1997 et 2011 au sein des différents massifs forestiers français (Source : Département de la santé des forêts, 2011)	41
Figure 20 : Evolution des effectifs de cerfs élaphe entre 1985 et 2005 par département (Source : Pfaff & Saint Andrieux, 2008)	42
Figure 21 : Evolution des surfaces colonisées par le cerf élaphe entre 1985 et 2005 (Source : Pfaff & Saint Andrieux, 2008)	42
Figure 22 : Répartition des chênaies sempervirentes en France métropolitaine (Source : Rizzetto & Probst, non publié)	48
Figure 23 : Evolutions du nombre et des surfaces des incendies en région méditerranéenne française, entre 1970 et 2012 (Source : Prométhée, base de données en ligne consultée en 2013)	54
Figure 24 : Distribution et répartition de l'habitat 9180 « Forêts de pentes, éboulis et ravins du Tilio-Acerion » (Source : SPN/MNHN, 2013)	61
Figure 25 : Régimes d'incendies et cycles du pin laricio (Source : Programme LIFE "Pin laricio")	72
Figure 26 : Répartition naturelle des pinèdes de Pin laricio en Corse	73
Figure 27 : Répartition des surfaces incendiées en 2003 par type de peuplement (source : IFN, 2003)	75
Figure 28 : Evolution de la productivité des pins méditerranéens depuis le début du 20 ^{ème} siècle (Source : Vennetier et al., 2011)	76
Figure 29 : Distribution (a) et répartition (b) de l'habitat 9530 « Pinèdes (sub-)méditerranéennes à pin noirs endémiques, Pin de Salzmann et Pin laricio de Corse »	79
Figure 30 : Identification des localités de l'habitat de Pinède à Pin laricio en fonction du risque d'incendie	80
Figure 31 : Evolution des mises à feu et de leurs origines en Haute Corse, entre 1996 et 2009 (Source : Irstea, 2010)	82
Figure 32 : Evolutions du nombre et des surfaces des incendies en Corse (Source : Prométhée, 2013)	82
Figure 33 : Forêts de Pin laricio, enveloppes et fréquence des feux en Corse de 1955 à 2011 (Source : OEC)	83
Tableau 1 : Proposition de typologie des dépérissements du Hêtre en France (Source : Nageleisen & Reuter, 2007)	14
Tableau 2 : Liste synthétique des espèces les plus fréquemment liées à l'ancienneté de l'état boisé dans les forêts d'Europe de l'Ouest (G : géophytes / m : myrmécochore) (Source : Dupouey et al., 2002)	15

Avant-propos

Ce document présente les résultats de l'exercice d'application de la méthodologie établie par l'UICN pour son nouvel outil d'évaluation de la biodiversité, la « **Liste rouge des écosystèmes** », à cinq habitats forestiers de France métropolitaine. Ces habitats répondent au système de classification typologique européen EUNIS mais sont issus de niveau hiérarchique différent et divergent en termes de distribution, de répartition et de fonctionnement.

Les conclusions de cette application, présentées dans le document « *Bilan de l'exercice d'application et préconisations* » serviront à formaliser le cadre de l'élaboration du chapitre « *Habitats forestiers de France métropolitaine* » de la « *Liste rouge des écosystèmes en France, selon les catégories et critères de l'UICN* ».

Cette étude a été réalisée par le Comité français de l'UICN avec le soutien de l'Office National des Forêts, du Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt, et de la Fondation Veolia.



Citation : UICN France, 2014 *La Liste rouge des écosystèmes en France – Habitats forestiers de France métropolitaine*, Recueil des études de cas, Paris, France, 89p.

Les hêtraies métropolitaines (*Fagus woodland*) (EUNIS Niveau 3 : G 1.6)

Classification

EUNIS : *Fagus woodland* (G1.6), forêts dominées par le Hêtre commun *Fagus sylvatica* L., en Europe occidentale et centrale. Les formations montagnardes de hêtraies mixtes à Sapins ou Epicéas sont répertoriées sous une autre catégorie (Davies *et al.*, 2004).

L'unité EUNIS « *Fagus woodland* » se décline en France en 7 sous-ensembles. Ceux-ci se différencient de par la nature du sol : acide, neutre ou calcaire, ainsi que par leur domaine phytogéographique : médio-européen, atlantique ou pyrénéo-cantabrique (Louvel *et al.*, 2013).

IUCN Habitats classification scheme (Version 3 .1) : Forêt tempérée.

Types d'habitats d'intérêt communautaire : Les hêtraies françaises se déclinent en 5 habitats d'intérêt communautaires (Bensettiti *et al.* (coord.), 2001) :

- Habitat 9110. Hêtraies du *Luzulo-Fagetum*
- Habitat 9120. Hêtraies atlantiques acidophiles à sous-bois à *Ilex* et parfois *Taxus* (*Quercion roboris* ou *Ilici-Fagenion*)
- Habitat 9130. Hêtraies de l'*Asperulo-Fagetum*
- Habitat 9140. Hêtraies subalpines médio-européennes à *Acer* et *Rumex arifolius*
- Habitat 9150. Hêtraies calcicoles médio-européennes de *Cephalanthero-Fagion*

Description

Les hêtraies-sapinières, les hêtraies-pessières et les hêtraies-sapinières-pessières (*Abies*, *Picea* ou *Pinus*) sont des forêts mixtes qui ne correspondent pas à la définition de ce type d'habitat, si la proportion de feuillus n'est pas supérieure à 75 %. Elles sont alors classées comme « forêts mixtes à *Abies-Picea-Fagus* » (G4.6).

De même, les « surfaces faisant normalement partie de la surface forestière mais temporairement à blanc du fait de l'intervention humaine ou de causes naturelles », ainsi que les plantations et les « jeunes peuplements naturels avec des arbres d'une hauteur de moins de 5m » sont classés parmi les habitats boisés (G5.6, G5.8) (Louvel *et al.*, 2013).

Les hêtraies considérées par le système de classification EUNIS correspondent à l'ensemble des différents habitats où le Hêtre est l'essence dominante et dont le stade final de la série de végétation, en équilibre par rapport au milieu physique et aux conditions climatiques, est également dominé par le Hêtre (Leguédois *et al.*, 2011). Cependant, certains milieux forestiers, pour lesquels le Hêtre devrait constituer l'essence dominante de leur stade de végétation le plus évolué, peuvent être maintenus à un stade où la végétation est différente : c'est par exemple dans le cas de forêts où le Hêtre est éliminé au profit de chênes. Ces formations sont nommées « sylvofaciès » et forment des habitats à part entière.

Le biote caractéristique

Le Hêtre commun *Fagus sylvatica* L. représente l'unique espèce de Hêtre présente en France. C'est un arbre qui possède à la fois des fleurs mâles et femelles et est en capacité de fructifier à un âge compris entre 40 et 80 ans, selon la densité du peuplement (Bilger, 2004). Le Hêtre se développe préférentiellement à l'ombre d'autres essences (sciaphile) et la canopée de ses peuplements matures est si dense que le développement d'autres espèces arborescentes plus exigeantes en lumière est limité. Ces deux propriétés définissent le Hêtre comme l'une des deux espèces « *dryades* » (espèce climacique) de l'Europe tempérée avec le Sapin pectiné (*Abies alba*

Mill.). La hêtraie représente ainsi le climax, ou stade d'équilibre de l'expression de la végétation, d'une grande partie de l'Europe de l'Ouest, du moins dans les zones où les conditions abiotiques du milieu permettent la croissance du Hêtre.

Ces formations forestières comprennent généralement d'autres essences telles le Chêne pédonculé et le Chêne sessile, en plaine et à l'étage collinéen (*Quercus robur* L. & *Quercus petraea* Matt.), les Sapins et Épicéas à partir de l'étage montagnard (*Abies alba* Mill. & *Picea abies* (L.) Karst.) ou encore l'Erable sycomore à l'étage subalpin (*Acer pseudoplatanus* L.). Les espèces arbustives les plus abondantes en hêtraie sont des espèces relativement communes comme le houx (*Ilex aquifolium* L.), la ronce (*Rubus fruticosus* L.), le buis (*Buxus sempervirens* L.), la myrtille (*Vaccinium myrtillus* L.), le noisetier (*Corylus avellana* L.) ou encore le lierre (*Hedera helix* L.).

La hêtraie pure présente naturellement une flore au sol assez pauvre car le couvert dense ne laisse que très peu filtrer la lumière. La dégradation au sol des nombreuses feuilles donne un humus acide sur substrat siliceux et basique sur substrat calcaire. L'acidité de l'humus sur silice peut également être un frein à la richesse floristique. En revanche, le mélange d'essences arborescentes favorise la pénétration de la lumière et donc l'enrichissement de la flore. Il n'existe pas de cortège floristique qui soit caractéristique de l'ensemble des hêtraies métropolitaines mais différentes communautés végétales selon les types de hêtraies et dont les espèces sont adaptées à une faible pénétration de la lumière, ainsi qu'aux différentes conditions abiotiques possibles en termes de nature des sols, d'humidité ou de température (E Silva, 2010) :

- Les hêtraies acidophiles médio-européennes, que l'on retrouve dans le quart Nord-Est de la France, sont associées à la Luzule blanchâtre (*Luzula luzuloides* (Lam.) Dandy & Wilmott).
- Les hêtraies acidophiles du domaine atlantique, où la Luzule blanchâtre est remplacée par la grande Luzule (*Luzula sylvatica* (Huds.) Gaudin.), sont davantage associées au houx (*Ilex aquifolium* L.). On trouve également dans ces hêtraies atlantiques le Polytric élégant (*Polytrichum formosum* Hedw.), une mousse caractéristique des sols acides.
- Les hêtraies sur sols neutres et calcaires ont une strate herbacée et arbustive plus riche et plus abondante, principalement composée d'espèces des mêmes groupes écologiques que l'Anémone sylvie (*Anemone nemorosa* L.), le Lamier jaune (*Lamium galeobdolon* L.), diverses espèces de laiches (dont *Carex sylvatica*), l'Aspérule odorante (*Galium odoratum* (L.) Scop.) ou la Mélisque uniflore (*Melica uniflora* Retz.).
- Les hêtraies les plus méridionales sont quant à elles accompagnées d'une flore de sous-bois composée d'espèces thermophiles et souvent rares, issues des chênaies pubescentes limitrophes.

L'ensemble de ces communautés végétales forme un groupe spécifique aux hêtraies : l'ordre des *Fagetalia*.

La hêtraie est un biotope privilégié pour des centaines d'espèces d'insectes. On y trouve des insectes phyllophages dont les plus nombreux sont larves de lépidoptères (chenilles), elles totalisent près de 80 espèces observables sur les Hêtres et trois lui sont spécifiquement inféodées (Coutin, 1995). On y trouve également des insectes xylophages, à l'image de la Cochenille du Hêtre (*Cryptococcus fagisuga*) endémique de la hêtraie. D'autres insectes colonisent également les racines et les fruits du Hêtre et de nombreuses espèces d'insectes comprennent le terme « *fagi* », montrant leur lien direct à cet arbre.

Enfin, de nombreux insectes saproxylophages prolifèrent dans le bois mort, certains également inféodés aux hêtraies. La majorité de ces insectes fait partie de l'ordre des coléoptères (e.g. scarabées), des hyménoptères (e.g. fourmis) et des diptères (e.g. mouches). Plus le stade de saproxylation est avancé, plus la diversité en insectes saproxyliques est importante. La densité de bois mort de fort diamètre est donc déterminante du maintien de ces populations (Nageleisen, 2005).

L'environnement abiotique

Les hêtraies se trouvent indifféremment sur des sols siliceux acides ou sur des sols calcaires neutres à basiques, ainsi qu'en plaine ou en montagne. Par contre, le Hêtre ne peut se développer sur des sols durablement ou superficiellement engorgés d'eau. L'engorgement constitue en effet le principal facteur édaphique limitant l'implantation du Hêtre (Landmann *et al.*, 2007). Celui-ci peut cependant tirer profit de conditions particulières

pour s'implanter sur des sols hydromorphes, notamment argileux, si une pente génère un drainage latéral assez significatif (Pecquet, 2011).

Les hêtraies sont principalement présentes en plaine dans le Nord de la France mais, au Sud, elles se développent en montagne jusqu'à 1.800 m d'altitude (Von Wuhlisch, 2012). Ainsi, l'altitude représente toujours la variable limite supérieure pour l'implantation du Hêtre mais lorsque la latitude diminue, elle devient également une variable limite inférieure (Fig.1).

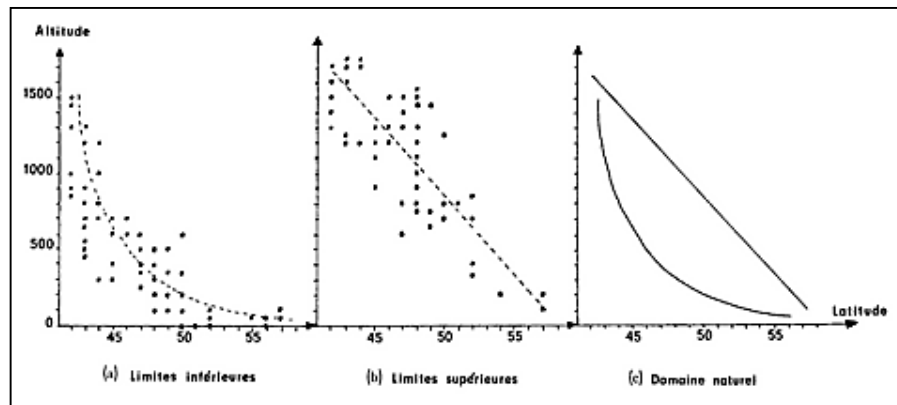


Figure 1 : Limites inférieure (a), supérieure (b) et domaine naturel (c) des hêtraies en Europe (Source : Teissier du Cros, 1981)

Le Hêtre résiste bien au froid intense mais il est sensible au retour de gelée au cours du printemps. Sa présence en montagne s'explique alors par le fait que les hivers y sont rigoureux mais que les gelées printanières y sont moins récurrentes. En France, les températures moyennes de l'ensemble des zones dans lesquelles le Hêtre se développe sont comprises entre 4°C et 13°C (Pecquet, 2011).

La présence du Hêtre n'est possible que dans les zones où la pluviométrie annuelle est de l'ordre de 600 à 700 mm au minimum. Elle est également liée à l'intensité du déficit pluviométrique cumulé sur la période estivale et particulièrement en juillet, qui doit être faible, et au taux d'humidité atmosphérique, qui doit être important (Bilger, 2004).

Processus clés

Les écosystèmes forestiers sont régis par deux catégories de processus : les « cycles biogéochimiques » relatifs à la circulation des éléments nutritifs, et les « cycles sylvigénétiques » liés à l'évolution temporelle des stades évolutifs de la série de végétation. Ces derniers montrent l'évolution du peuplement forestier depuis la régénération jusqu'à la phase de sénescence des individus.

Le Hêtre participe pleinement à cette sylvigénèse et ce jusqu'à son stade le plus avancé car le Hêtre est dryade : c'est l'essence dominante du stade final de la succession végétale des zones où il est capable de s'implanter. Il domine ainsi naturellement les différents types de hêtraies, qu'il soit mélangé avec des feuillus (hêtraies-chênaies) en plaine, ou avec des résineux (Hêtraies-sapinières-pessières) en montagne en deçà de la hêtraie-sapinière climacique, le Sapin pectiné étant la seconde dryade en France métropolitaine. En revanche, le Hêtre ne colonise que très rarement des milieux ouverts.

La sylvigénèse des forêts peut être influencée par l'action de l'homme, notamment lorsqu'il supprime les étapes de vieillissement et de sénescence des arbres ou sélectionne les essences lors de la régénération. On parle alors de « cycle sylvicultural » (Fig.2).

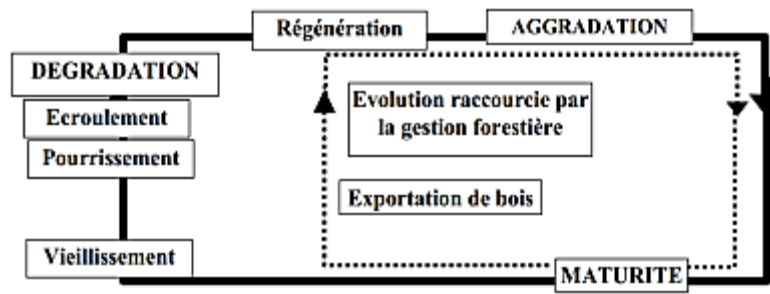


Figure 2 : Sylvigénèse et impact de la gestion forestière (Source : Bastien, 2001)

Le Hêtre modifie sa croissance en fonction des autres espèces qui cohabitent avec lui : les racines, le houppier et même la vitesse de croissance seront différentes selon qu'il soit en compétition avec des pins ou des bouleaux, par exemple (Dreyfus *et al.*, 2005).

Distribution

Les hêtraies se répartissent largement sur l'ensemble de l'Europe centrale et occidentale, à basse altitude au Nord et jusqu'à plus de 2.200 m au Sud, jusqu'en limite supérieure de l'étage montagnard (Poli Marchese & Puzzolo, 1999 ; Von Wuhlisch, 2012). En France, les hêtraies s'étendent des grandes plaines du Nord, de la façade atlantique et de l'Est, jusqu'au aux reliefs méridionaux des Alpes, du Massif Central et des Pyrénées, partout où les conditions hydro-climatiques sont suffisamment optimales (Fig.3). Le Hêtre est cependant absent du bassin de la Garonne, de la Sologne et d'une partie de la Champagne du fait des choix sylvicoles opérés (Bilger, 2004).

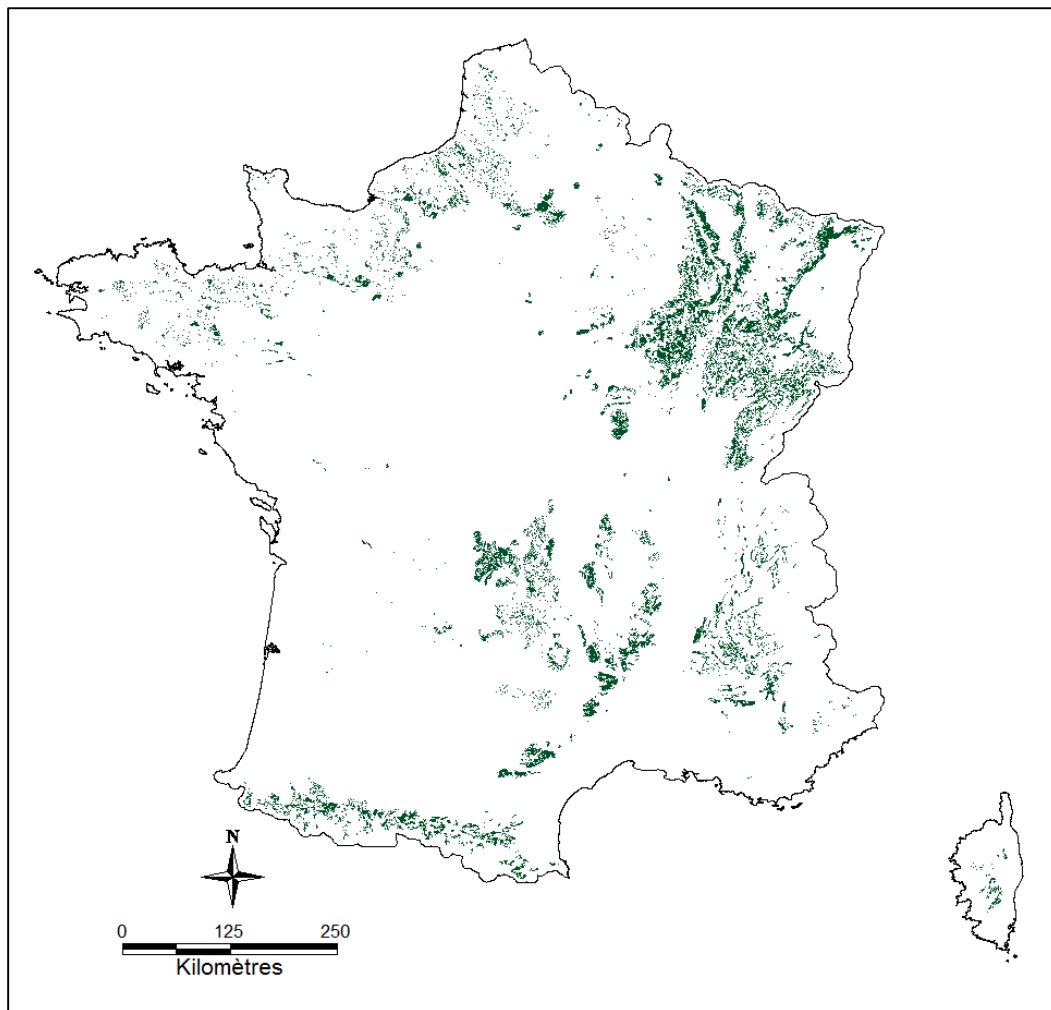


Figure 3 : Répartition des habitats de hêtraies (EUNIS G1.6) en France métropolitaine
(Source : Rizzetto & Probst, non publié)

On peut distinguer 5 zones d'implantation différentes d'un point de vue écologique et géographique : **les hêtraies atlantiques** (façade Manche/Mer du Nord), **les hêtraies médio-européennes** (Nord-Est), **les hêtraies Pyrénéo-Cantabriques** (Pyrénées, Sud-Ouest du massif Central), **les hêtraies subalpines** (Alpes, Jura, Vosges, Massif Central) et **les hêtraies médio-européennes méridionales** (Sud des Alpes, Provence, Corse).

Menaces

Intensification du stress hydrique :

La plus forte perturbation qui puisse affecter la croissance du Hêtre, voire sa survie, est qu'il soit confronté à un manque d'eau (Lebourgeois, 2005). La croissance du Hêtre est ainsi majoritairement dépendante des conditions climatiques (températures et précipitations) observées en début d'été, bien que le manque d'eau en période estivale ait davantage d'effets sur le Hêtre qu'un épisode de forte chaleur ou qu'une température moyenne plus élevée. De nombreuses études portant sur les changements climatiques en cours estiment que les régimes de précipitations se déséquilibrent.

En effet, les quantités de précipitations estivales devraient continuer à diminuer alors que, globalement, les événements climatiques extrêmes tels des épisodes pluvieux hivernaux intenses devraient être de plus en plus fréquents (Steffen *et al.*, 2013). Le climat futur annoncé soumettrait alors les forêts de Hêtre à une intensification des périodes de stress hydrique en été. Cette intensification serait responsable de chutes de feuilles plus précoces et rendrait les Hêtres plus vulnérables aux attaques de champignons ou d'insectes (Nageleisen & Reuter, 2007). Cependant, la perte de feuilles est un mécanisme d'adaptation permettant de préserver les organes pérennes de l'arbre et n'entraîne pas nécessairement son dépérissement.

A l'inverse, le Hêtre ne tolère pas non plus un ennoïement prolongé de ses racines, en particulier à son stade juvénile. L'intensification des périodes pluvieuses hivernales serait alors néfaste pour les Hêtres implantés sur des sols déjà relativement humides.

Elévation de la température moyenne :

La température est le deuxième paramètre climatique qui entre en jeu dans le cycle biologique du Hêtre. Les variations de températures moyennes ont ainsi des conséquences à la fois sur sa croissance et sur son bilan carbone. Une température moyenne plus élevée en automne, par exemple, va ralentir le processus de durcissement du dernier cerne du tronc et rendre l'arbre plus vulnérable en cas de froid hivernal intense, et intensifier la respiration de l'arbre alors que l'activité photosynthétique est nulle, engendrant une consommation plus précoce du stock de carbone emmagasiné dans le bois. L'accélération de la décomposition de la litière liée à l'augmentation de la température des sols peut également avoir des conséquences sur le fonctionnement global de l'écosystème.

Le Hêtre est également très vulnérable face aux fortes chaleurs estivales, qui provoquent un phénomène de « *coup de soleil* ». Durant ces épisodes de canicule l'arbre stoppe son processus de transpiration et avec lui le refroidissement de sa surface foliaire : une partie des feuilles va alors tomber et la croissance de l'arbre sera fortement réduite, voire arrêtée pour la saison. Cependant, les observations montrent que le Hêtre reprend très rapidement une croissance normale, dès l'année suivante si les conditions climatiques le permettent (Lebourgeois, 2005).

Augmentation de la concentration en CO₂ :

L'évolution de la teneur en CO₂ dans l'atmosphère est également un des paramètres climatiques qui a une influence majeure sur l'état biologique des hêtraies. En effet, la croissance des arbres, et principalement celle des caducifoliés, s'accélère avec l'augmentation de la concentration de CO₂ atmosphérique. Cet effet peut être régulé chez certaines espèces comme les chênes par une réduction de la transpiration ou une diminution de la surface foliaire, mais ce n'est pas le cas pour le Hêtre.

Pour ce dernier, une concentration en CO₂ plus élevée induit une maximisation de l'utilisation des autres ressources pouvant être potentiellement limitantes, comme l'eau (Vizoso, 2004). La concentration en CO₂ a également des répercussions sur la répartition de la biomasse entre les racines, le tronc et les parties aériennes, ainsi que sur le nombre de feuilles, la densité des stomates, la résistance au froid ou encore la distribution de l'azote au sein de l'arbre. Les effets de la concentration atmosphérique en CO₂ sont en outre plus intenses sur des sols calcaires que sur des sols acides (Lebourgeois, 2005).

Retombées atmosphériques :

Les activités humaines émettent dans l'atmosphère de nombreuses particules, notamment de soufre et d'azote, qui retombent ensuite au sol lorsqu'elles sont entraînées par les précipitations. Ces dépôts soufrés et azotés sont responsables d'importantes dégradations des écosystèmes forestiers et en particulier du dépérissement massif de résineux lié aux « pluies acides » au cours des années 1980, ainsi que de l'acidification durable des sols forestiers. Les dépôts azotés, sous forme de nitrates et d'ammonium, provoquent en effet une acidification des sols forestiers et une augmentation de la concentration en ions hydrogène et aluminium. Les retombées de matières soufrées entraînent également une acidification des sols et, bien que les émissions de soufre aient été réduites de 70 % depuis les années 1980, cette acidification peut encore être effective via le drainage des sulfates accumulés par le passé (Nicolas *et al.*, 2008).

Les sols sous couvert forestier sont davantage affectés par l'acidification liée aux retombées atmosphériques que les sols nus car le feuillage peut amplifier jusqu'à 8 fois la surface réceptrice des précipitations, ce qui entraîne une captation accrue des retombées de particules sèches. Ces retombées n'affectent cependant pas tous les sols forestiers de la même manière : les forêts les plus affectées sont celles qui se développent sur des sols pauvres ou déjà acides, tels que les sols gréseux, siliceux ou sableux (Party *et al.*, 1995 ; Dambrine *et al.*, 1998 ; Moncoulon *et al.*, 2004 ; Lequy, 2012). Les sols faiblement tamponnés sont également très affectés car ils présentent une moindre capacité d'échange de cations, leurs pouvoirs tampons sont donc faibles et l'acidification par les différentes formes d'azote y est particulièrement marquée.

L'acidification conduit à un mauvais développement des racines et perturbe leur fonctionnement symbiotique avec certains champignons. Plus globalement, l'acidification des sols forestiers provoque une moins bonne absorption des nutriments par les arbres (Landmann & Bonneau, 1995 ; Dambrine *et al.*, 1998 ; Moncoulon *et al.*, 2004, Coddeville *et al.*, 2008 ; Lequy, 2012). Cette acidification peut entraîner une contamination des sols en aluminium et autres métaux lourds alors que l'excès de nitrates, qui permet à l'arbre une croissance plus rapide mais qui le rend davantage vulnérable au caractère limitant de la ressource en eau, représente un risque accru d'eutrophisation du milieu et des eaux qui y circulent (Nicolas *et al.*, 2008 ; Gandois *et al.*, 2010).

Augmentation de la concentration en Ozone troposphérique (O₃) :

Le Hêtre est particulièrement sensible à l'augmentation de la concentration en Ozone troposphérique (O₃) issu de la combustion d'hydrocarbures. La formation de cette molécule dans l'atmosphère étant assez longue, les plus fortes concentrations en O₃ sont ainsi souvent observées hors des lieux de production de ces gaz. La combustion des hydrocarbures en milieux urbains et industriels provoque alors des pics de concentration en O₃ en milieu rural.

L'expression de la concentration en Ozone troposphérique dans l'air utilise comme indice l'AOT 40 (*Accumulated Ozone exposure over a Threshold of 40 Parts Per Billion*), qui correspond à la somme des différences des concentrations horaires en ozone supérieures à 40 parties par milliard (= 80 µg/m³) par rapport à ce même seuil et sur une période de temps donnée, en utilisant uniquement les valeurs sur 1 heure mesurées quotidiennement entre 8 heures et 20 heures. Le seuil de 18.000 µg/m³ par heure (9 ppm/h) a été défini comme la « valeur cible pour la protection de la végétation et de la forêt » au niveau européen.

Une valeur critique d'AOT 40 peut également être attribuée à chaque espèce en fonction de sa résistance aux effets de l'Ozone. Ainsi, des expérimentations ont souligné que le Hêtre ne montre des effets liés à l'Ozone que lorsque celui-ci est fortement concentré, des symptômes apparaissant à partir de valeurs d'AOT 40 de l'ordre de 20 ppm par heure (40.000 µg/m³h), soit plus de deux fois le seuil de référence pour la végétation (Fig.4).

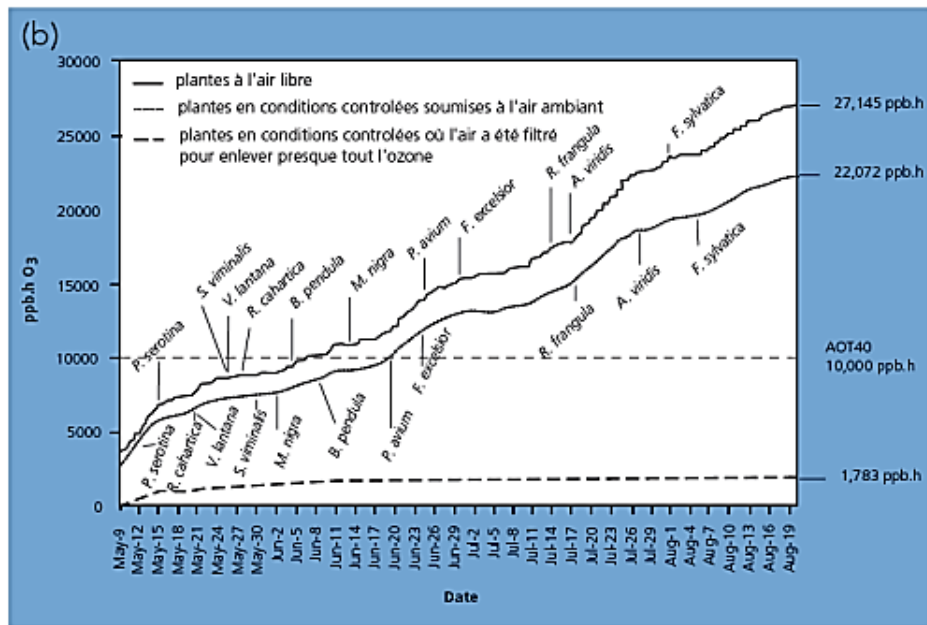


Figure 4 : AOT 40 cumulé en fonction de la date d'apparition de symptômes d'ozone visibles sur le feuillage des plantes indiquées, en 1998. Expérimentation à ciel ouvert en Suisse (Source : Ulrich, 2005)

Le Hêtre, bien qu'il ne réagisse qu'à de fortes concentrations en Ozone troposphérique, apparaît comme l'une des espèces les plus indicatrices du stress lié à ce gaz. Il montre des effets dans 9 cas sur 10 en zones à fortes concentrations, principalement lorsqu'il est implanté en clairière où l'action des rayons solaires est plus intense (Ulrich & Cecchini, 2005).

L'ozone induit des effets à court puis à moyen termes : les effets à court terme sont visibles sur les feuilles (nécrose, points jaunes, etc.) et conduisent à terme à une fragilisation des cycles biologiques des individus (raccourcissement des périodes de végétation, diminution de la croissance, difficulté de maturation des fruits et des graines) (Ulrich, 2005).

Dépérissement du Hêtre :

Les hêtraies ont subi plusieurs crises sanitaires depuis les années 1980 et plus particulièrement au cours des 15 dernières années. Les Hêtres ont ainsi été particulièrement touchés par des épisodes de sécheresses estivales, de gelées hivernales, printanières ou automnales, ainsi que par des attaques d'insectes xylophages et de champignons lignivores. Ces différents événements sont responsables d'un phénomène de dépérissement des arbres caractérisé par une perte de feuilles ou par une importante mortalité des branches au sein des houppiers mais également par des symptômes observables au niveau du tronc tels que des suintements, des décollements d'écorce, des rejets de sciures ou des pourrissements du bois.

Certaines études distinguent deux faciès différents des problèmes phytosanitaires liés aux Hêtres. Ainsi, le dépérissement et ses effets visibles sur le houppier en sont un et se quantifie par un indice de « déficit foliaire », qui correspond à l'estimation de la différence entre l'état observé et un état optimal théorique. Le suivi du déficit foliaire des arbres à l'échelle nationale est révélateur de perturbations globales dont les effets sont perceptibles à long terme. L'apparition de champignons sur le tronc constitue un autre faciès du dépérissement dont les origines sont différentes : un Hêtre « champignonné » relève d'un événement climatique brutal et bref comme un gel soudain en milieu d'automne et dont les conséquences sur l'état de santé général des forêts de Hêtre ne s'intensifient pas après l'épisode climatique en question (Nageleisen & Huart, 2005).

Une typologie des dépérissements de Hêtres a été proposée par le Département de suivi de la santé des forêts, mis en place par le Ministère en charge des forêts (Tab.1).

Tableau 1 : Proposition de typologie des dépérissements du Hêtre en France (Source : Nageleisen & Reuter, 2007)

Dépérissements	Facteurs prédisposants	Facteurs déclenchants	Facteurs aggravants
Type cochenille & <i>Nectria</i> (ex : Normandie 1965-1980)	futaie monospécifique	succession d'automne secs, pullulation de cochenilles associés à <i>Nectria coccinea</i>	scolytes
Type sécheresse	sol à faible réserve, peuplement âgé	sécheresse canicule	scolytes, agriles, armillaires
Type engorgement (ex : Nord-Est après tempêtes)	sol limoneux, topographie confinée	pluies excédentaires au printemps, (phytophthora à rechercher)	scolytes, agriles, armillaires
Type tassement de sol- engorgement (ex : Nord-Est après tempêtes)	sol limoneux	tassement de sol liés à exploitation, (phytophthora à rechercher)	scolytes, agriles, armillaires
Type gel hivernal (ex : Vôge 1986-91, Ardennes 1998- 2002)	sol désaturé, versant nord, crête, plateau	gel brutal en fin d'automne ou au cours de l'hiver (après période douce)	champignons lignivores, scolytes xylophages
Type gel printanier (ex : Vôge 2005-6)	sol désaturé	alternance gel-chaleur au printemps	scolytes, agriles, champignons lignivores

Altération du biote caractéristique :

L'ancienneté des forêts est un paramètre prépondérant pour qualifier l'intégrité des cortèges d'espèces qui les composent. En effet, les propriétés physico-chimiques des sols de forêts anciennes sont différentes de celles d'une forêt récente qui se serait développée sur des terres anciennement cultivées. Les forêts anciennes présentent en effet des sols plus épais et à taux de phosphore beaucoup moins élevés que les forêts récentes, au sein desquelles la capacité de dégradation de la matière organique est plus forte (rapport Carbone/Azote faible) et où le recyclage de l'ammoniac par nitrification est plus efficace, ce qui accélère l'acidification des sols. Une forêt est dite « ancienne » si le sol n'a pas subi de changement de fonction depuis plus de 200 ans, indifféremment de la nature du couvert forestier ou de l'intensité de son exploitation.

Il existe ainsi une différenciation importante entre les espèces végétales typiques des forêts anciennes et la végétation présente au sein des forêts récentes. En effet, le processus de nitrification plus efficace dans les sols forestiers récents favorise une végétation nitrophile dont la persistance peut compromettre le retour des espèces inféodées aux forêts anciennes (Jussy *et al.*, 2000). Ces dernières sont des espèces à longue durée de vie mais qui ont des modes de dispersion peu efficaces : la vitesse de leur front de colonisation serait ainsi comprise entre 30 et 50 mètres par siècle (Dupouey *et al.*, 2002). Ces espèces se reproduisent principalement par voie végétative et les sols forestiers sont ainsi quasiment dépourvus de graines de ces végétaux. La présence de ces espèces typiques de forêts anciennes, dont une liste d'une centaine d'espèces a été élaborée pour les chênaies-hêtraies mésophiles du Nord-Ouest de la France (Tab.3), est ainsi dépendante de la date d'abandon des pratiques agricoles et liée à la qualité des sols et au degré d'éloignement et d'isolement de la forêt recolonisée par rapport aux forêts anciennes les plus proches (Dupouey *et al.*, 2002).

Tableau 2 : Liste synthétique des espèces les plus fréquemment liées à l'ancienneté de l'état boisé dans les forêts d'Europe de l'Ouest (G : géophytes / m : myrmécochore) (Source : Dupouey et al., 2002)

<i>Acer campestre</i>	<i>Elymus caninus</i>	<i>Melittis melissophyllum</i>
<i>Acer pseudoplatanus</i>	<i>Epilobium montanum</i>	Gm <i>Mercurialis perennis</i>
G <i>Actaea spicata</i>	G <i>Epipactis purpurata</i>	<i>Milium effusum</i>
G <i>Adoxa moschatellina</i>	G <i>Equisetum sylvaticum</i>	G <i>Narcissus pseudonarcissus</i>
m <i>Ajuga reptans</i>	m <i>Euphorbia amygdaloides</i>	G <i>Neottia nidus-avis</i>
G <i>Allium ursinum</i>	m <i>Euphorbia dulcis</i>	G <i>Orchis mascula</i>
Gm <i>Anemone nemorosa</i>	<i>Festuca altissima</i>	<i>Oxalis acetosella</i>
Gm <i>Anemone ranunculoides</i>	<i>Festuca gigantea</i>	G <i>Paris quadrifolia</i>
G <i>Arum maculatum</i>	<i>Festuca heterophylla</i>	<i>Phyteuma spicatum</i>
Gm <i>Asarum europaeum</i>	<i>Fragaria vesca</i>	G <i>Platanthera chlorantha</i>
<i>Athyrium filix-femina</i>	Gm <i>Gagea lutea</i>	<i>Poa nemoralis</i>
<i>Berberis vulgaris</i>	Gm <i>Gagea spathacea</i>	G <i>Polygonatum multiflorum</i>
<i>Bromus benekenii</i>	G <i>Galium odoratum</i>	<i>Polystichum aculeatum</i>
<i>Calamagrostis epigejos</i>	<i>Geum rivale</i>	<i>Potentilla sterilis</i>
<i>Campanula latifolia</i>	G <i>Gymnocarpium dryopteris</i>	<i>Primula elatior</i>
<i>Campanula trachelium</i>	m <i>Hepatica nobilis</i>	m <i>Primula vulgaris</i>
m <i>Carex digitata</i>	<i>Hieracium sabaudum</i>	G <i>Pteridium aquilinum</i>
<i>Carex pallescens</i>	<i>Hordelymus europaeus</i>	m <i>Pulmonaria obscura</i>
<i>Carex pendula</i>	G <i>Hyacinthoides non-scripta</i>	m <i>Pulmonaria officinalis</i>
<i>Carex remota</i>	<i>Hypericum hirsutum</i>	<i>Pyrus pyraster</i>
<i>Carex strigosa</i>	<i>Hypericum pulchrum</i>	m <i>Ranunculus auricomus</i>
m <i>Carex sylvatica</i>	m <i>Lamiastrum galeobdolon</i>	<i>Ranunculus lanuginosus</i>
<i>Chrysosplenium alterni- folium</i>	Gm <i>Lathrea squamaria</i>	<i>Rhamnus catharticus</i>
<i>Chrysosplenium oppositi- folium</i>	G <i>Lathyrus montanus</i>	<i>Sanicula europaea</i>
G <i>Circaea alpina</i>	G <i>Lathyrus vernus</i>	<i>Scrophularia nodosa</i>
G <i>Circaea lutetiana</i>	Gm <i>Lilium martagon</i>	<i>Solidago virgaurea</i>
G <i>Circaea intermedia</i>	G <i>Listera ovata</i>	<i>Sorbus torminalis</i>
Gm <i>Conopodium majus</i>	m <i>Luzula luzuloides</i>	<i>Succisa pratensis</i>
G <i>Convallaria majalis</i>	m <i>Luzula pilosa</i>	<i>Tilia cordata</i>
<i>Corylus avellana</i>	m <i>Luzula sylvatica</i>	<i>Vaccinium myrtillus</i>
<i>Crataegus laevigata</i>	<i>Lysimachia nemorum</i>	m <i>Veronica montana</i>
G <i>Dactylorhiza fuchsii</i>	G <i>Maianthemum bifolium</i>	<i>Vicia sepium</i>
<i>Daphne mezereum</i>	m <i>Melampyrum nemorosum</i>	m <i>Vinca minor</i>
<i>Dryopteris filix-mas</i>	m <i>Melampyrum pratense</i>	m <i>Viola reichenbachiana</i>
	m <i>Melica nutans</i>	m <i>Viola riviniana</i>
	m <i>Melica uniflora</i>	

Application de la méthodologie de la « Liste rouge des écosystèmes de l'UICN »

Critère A : Réduction de la distribution spatiale

Le critère A comporte 3 sous-critères pour évaluer la réduction de l'étendue de l'écosystème : au cours des 50 dernières années (A1), pour les 50 prochaines années ou période de 50 ans incluant le présent et l'avenir (A2), depuis 1750 ou date proche (A3). Les seuils retenus pour les différentes catégories (VU, EN, CR) sont $\geq 30\%$, $\geq 50\%$, $\geq 80\%$ pour A1 et A2, $\geq 50\%$, $\geq 70\%$, $\geq 90\%$ pour A3.

A.1 Evolution au cours des 50 dernières années :

Au cours des dernières décennies, le Hêtre semble davantage favorisé par les gestionnaires forestiers soit de manière directe, par élimination des autres essences accompagnatrices, soit de manière indirecte par le recours à une régénération naturelle (Pecquet, 2011). Le Hêtre redevient ainsi l'essence dominante au sein de peuplements où sa représentativité était auparavant volontairement restreinte, principalement au profit de chênes.

Les hêtraies n'ont donc pas été sujettes à une régression de leur superficie au cours des 50 dernières années, le sous-critère A1 est évalué **Peu-Concerné (LC)**.

A.2 Evolution calculée ou estimée au cours des 50 prochaines années, ou période de 50 ans incluant le présent et l'avenir :

De très grandes incertitudes subsistent concernant les prévisions et estimations à 50 ans de l'aire de répartition des hêtraies en France, car la présence du Hêtre sera principalement déterminée par les conséquences des changements climatiques. Les effets des changements climatiques sur les forêts sont aujourd'hui encore très délicats à estimer, notamment en raison des multiples interactions qui ont lieu entre les différentes variables affectées par ces changements (températures, CO₂, précipitations, aléas climatiques, etc.). Certaines études ont cependant tenté de déterminer quelles pourraient être les possibles évolutions de l'aire climatique favorable au Hêtre, et ainsi d'en déduire sa répartition potentielle d'ici 2100 (Fig.5).

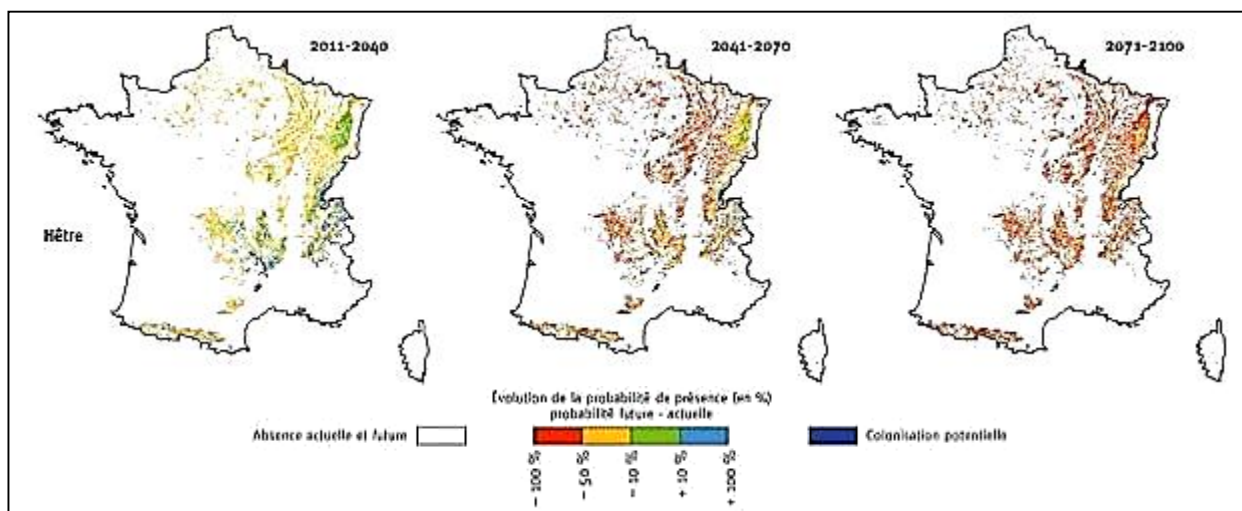


Figure 5 : Evolution possible de la distribution du Hêtre pour les périodes 2011-2040, 2041-2070, 2071-2100, sur la base de la situation 1961-1990 (modèle climatique HadCM3, scénario GIEC A2 (Source : Piedallu et al., 2009)

Ces modèles de niche sont des modèles qui établissent une relation statistique entre certaines variables climatiques et édaphiques avec la présence-absence d'une essence, à une échelle donnée. Neuf variables ont ainsi été prises en compte pour réaliser ces modélisations pour le Hêtre, les principales sont les conditions de températures (annuelles, printemps et hiver) et de précipitations (bilan hydrique de juillet, RUM des sols) (ONF, 2007 ; Piedallu *et al.*, 2009 ; Beltrando, 2011).

Ces modélisations ne peuvent cependant pas tenir compte de la capacité d'adaptation des écosystèmes dans leur ensemble, ni du rôle des gestionnaires forestiers qui peuvent anticiper la perte de productivité du Hêtre en favorisant sa substitution avant que celui-ci ne dépérissent ou assister sa migration. Ainsi, les zones identifiées comme non favorables aux Hêtres sur la période 2041-2070 ne peuvent pas correspondre à une estimation de régression de ces écosystèmes. Ces superficies représentent cependant l'étendue potentiellement affectée par des modifications abiotiques qui seront susceptibles d'entraîner leur effondrement, ces données seront donc utilisées pour le critère C.

Bien que les probabilités de présence du Hêtre d'ici 2100 indiquent une forte régression de l'aire favorable à son développement déjà largement perceptible au cours des 50 prochaines années (période 2041-2070), les modélisations existantes ne sont pas assez robustes pour réellement estimer une quelconque réduction de la distribution spatiale des forêts de Hêtre au cours des 50 prochaines années. Le sous critère A2 est évalué **Données-Insuffisantes (DD)**.

A.3 Evolution historique récente, depuis le milieu du XVIIIème siècle (1750) selon les données disponibles :

Les écosystèmes forestiers français sont en expansion depuis le début du XIXème siècle, date du « *minimum forestier* ». Autour de 1823 en effet, les surfaces forestières en France métropolitaine s'étendaient sur moins de 9,5 millions d'hectares (Cinotti, 1996). Puis, la Révolution Industrielle a provoqué une baisse considérable de la demande en bois et le Hêtre, auparavant très utilisé pour la construction navale, occupera des surfaces en constante augmentation, bien qu'il ne soit pas possible de retracer exactement cette évolution (Teissier du Cros, 1981). De nombreux programmes de reboisement de résineux ont également été menés depuis cette période, notamment les programmes de restauration des terrains en montagne (RTM) à partir de 1860, puis la mise en place du Fond forestier national (FFN) à partir de 1945, qui ont indirectement pu favoriser l'extension du Hêtre en zone montagneuse.

Les hêtraies sont ainsi évaluées **Peu-Concerné (LC)** selon le sous-critère A3.

Critère B : Répartition géographique restreinte

Le critère B évalue les écosystèmes à faible zone d'occupation, à faible zone d'occurrence ou à nombre de localités très réduit et montrant ou pouvant montrer un déclin continu en termes de répartition, de qualité ou d'interactions biotiques.

Les habitats de hêtraies se rencontrent en France sur la quasi-totalité du territoire et sur des surfaces considérables. Le critère B ne s'applique qu'à des écosystèmes à étendue géographique restreinte (moins de 50.000 km²) ou à faible occupation du sol (moins de 50 mailles de 10x10 km), ces seuils ne s'appliquent pas aux hêtraies.

Le critère B est évalué **Peu-Concerné (LC)**.

Critère C : Dégradations environnementales issues de la modification de paramètres abiotiques

Le critère C comporte 3 sous-critères pour évaluer la dégradation de l'écosystème suite à des modifications de paramètres abiotiques : sur les 50 dernières années (C1), pour les 50 prochaines années ou période de 50 ans incluant le présent et l'avenir (C2), depuis 1750 ou date proche (C3). La catégorie de menace (VU, EN, CR) découle de l'intensité de la dégradation (sévérité relative $\geq 30\%$, $\geq 50\%$, $\geq 80\%$) et de la proportion de l'écosystème qui est concernée ($\geq 30\%$, $\geq 50\%$, $\geq 80\%$). Pour C3, ces seuils sont portés à $\geq 50\%$, $\geq 70\%$, $\geq 90\%$. Le croisement des deux seuils les plus faibles de sévérité relative et d'étendue concernée n'est pas suffisant pour valider la catégorie Vulnérable (VU).

C.1 Modification de paramètres abiotiques au cours des 50 dernières années :

Variable : Stress hydrique

Les hêtraies sont des écosystèmes très sensibles au manque d'eau, notamment en début de période estivale. Pour caractériser le déficit hydrique que subit un arbre, on utilise un « indice de déficit hydrique » qui correspond à l'écart entre le contenu effectif en eau du sol et le contenu critique à partir duquel il y a arrêt de la croissance de l'arbre. Plusieurs auteurs ont montré que ce contenu critique est atteint lorsque la réserve en eau du sol équivaut à 40 % de sa réserve utile maximale (RUM) (Granier *et al.*, 1995). L'indice de déficit hydrique est donc positif dès que la réserve en eau devient inférieure au contenu critique. Le stress hydrique pour un individu est ainsi qualifié par son intensité (indice de déficit hydrique) et par sa durée, en nombre de jour par an durant lesquels cet indice est positif.

Les analyses réalisées au sein du réseau de suivi des écosystèmes forestiers RENECOFOR mis en place par l'ONF, traduisent que le seul déficit pluviométrique du mois de juin explique en moyenne 26 % de la variabilité de la croissance interannuelle des Hêtres. Cette relation atteint 50 % d'explication pour les Hêtres implantés sur des sols à faible réserve utile maximale (Lebourgeois, 2005). L'étude du déficit hydrique des hêtraies de ce réseau montre que ce sont en effet les stations les plus sèches qui présentent les plus grandes variabilités de croissances interannuelles et qu'elles sont également les plus affectées par des périodes de déficit hydrique. Ces hêtraies sont en majorité situées dans la partie Nord-Est de la France ainsi qu'en limite méridionale de leur répartition (Fig.6).

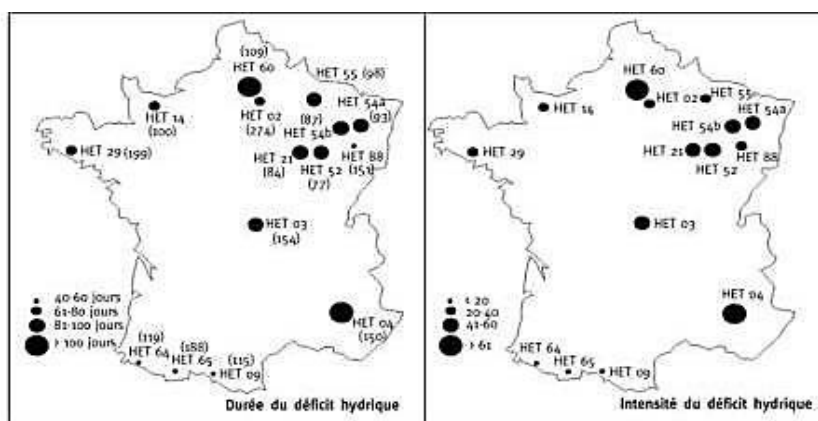


Figure 6 : Durée et intensité du déficit hydrique annuel pour les 15 hêtraies du réseau RENECOFOR sur la période 1961-1990 (Source : Lebourgeois, 2005)

Cette étude se base sur l'analyse des années « caractéristiques » depuis 1961 où plus de 75 % des arbres étudiés montrent une différence de croissance supérieure de 10 % à la normale, en positif ou en négatif. Les résultats montrent que les années positives ont été plus nombreuses que les années négatives et que, globalement, la croissance des Hêtres a été plus favorisée qu'elle n'a été ralentie par la disponibilité en eau, sur la période 1961-1990 (Lebourgeois, 2005).

Variable : acidification par retombées atmosphériques

Pour pouvoir limiter les effets des retombées acides et raisonner les émissions de polluants atmosphériques acides et azotés à l'échelle européenne, la notion de « charges critiques » a été définie comme étant « l'estimation quantitative de l'exposition à un ou plusieurs polluants, en dessous de laquelle des effets néfastes significatifs sur des éléments sensibles précis de l'environnement n'apparaissent pas, en l'état actuel des connaissances » (Nilsson & Grenfelt, 1988). Une cartographie des sols forestiers où cette charge critique d'acidité est dépassée a ainsi pu être réalisée, ainsi que des prédictions de vitesse de restauration de ces sols (Moncoulon *et al.*, 2007 ; Probst *et al.*, 2008). Les dépassements actuels en charges azotées n'ont pas encore été mesurés à l'échelle nationale.

Avec la superposition de la répartition des hêtraies métropolitaines (Fig.7), la carte montre que ce sont principalement les hêtraies du Nord-Ouest de la France (hêtraies acidophiles atlantiques) qui sont concernées par un excès d'acidité dû aux retombées atmosphériques, ainsi qu'une partie des hêtraies médio-européennes d'Alsace et des Vosges. Ces hêtraies représentent environ 10 % des hêtraies de métropole. Le dépassement de la charge critique d'acidité peut être estimé d'une sévérité relative supérieure à 80 % mais l'étendue concernée par ces dépassements est inférieure au seuil de 30 % retenu pour la catégorie Vulnérable (VU).

Le sous-critère C1 est par conséquent évalué **Peu-Concerné (LC)**.

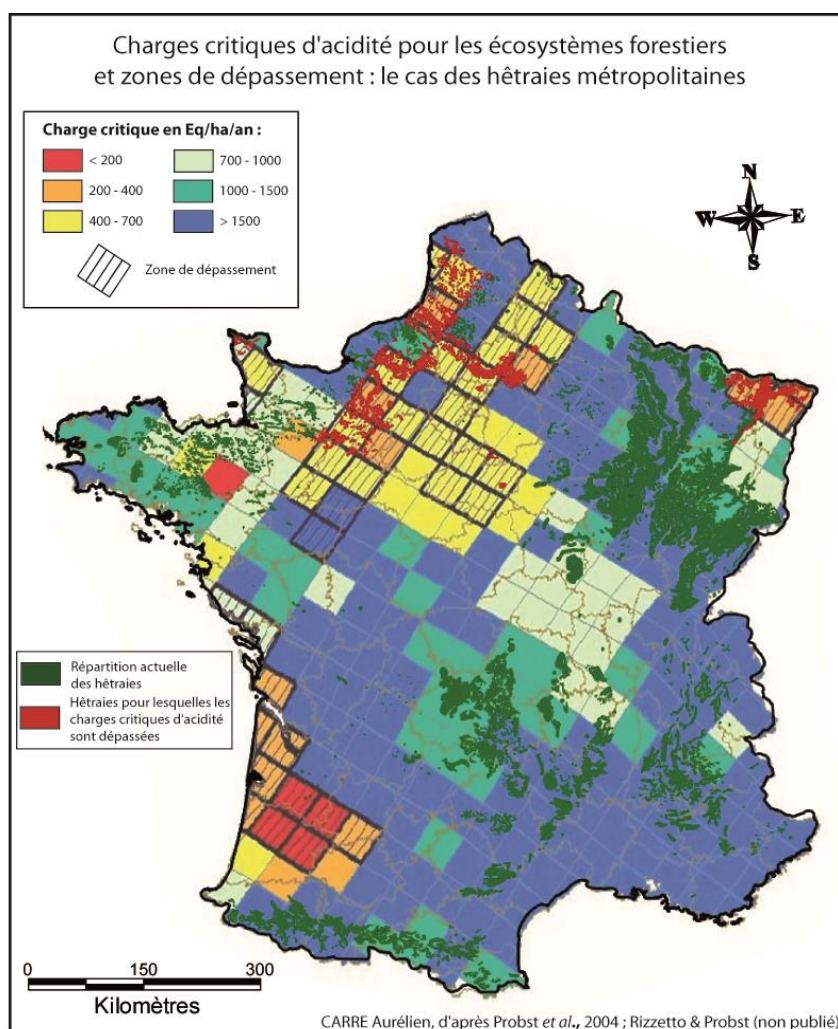


Figure 7 : Carte des charges critiques d'acidité pour les écosystèmes forestier, zones de dépassement et répartition actuelle des hêtraies (Source: Probst *et al.*, 2004 ; Rizzetto & Probst, non publié)

C.2 Modification de paramètres abiotiques calculée ou estimée au cours des 50 prochaines années ou période de 50 ans incluant le présent et l'avenir :

Variable : stress hydrique

De nombreuses études consacrées aux effets des changements climatiques estiment que ces changements vont entraîner une recrudescence des épisodes de stress hydrique en période estivale. Les hêtraies qui y seront le plus sensibles sont alors principalement celles situées sur les sols qui présentent déjà un déficit hydrique annuel élevé. La figure 8 présente une cartographie récente des déficits hydriques annuels des sols (*Soil Water Deficit*) à l'échelle de la France (Piedallu, 2012). Ces déficits sont dus soit à un manque de précipitations, soit à la faible Réserve Utile Maximale (RUM) des sols concernés. Ainsi, tous les sols à faible RUM ne présentent pas systématiquement de déficit hydrique pour la végétation. La typologie choisie retient six classes de sols à déficit hydrique annuel, allant d'un déficit de 1 mm/an à un déficit de plus de 200 mm/an.

17 % des hêtraies de France métropolitaine seraient implantées sur des sols présentant actuellement un déficit hydrique pour la végétation de plus de 100 mm/an, (Fig.8a) et 58 % le sont sur des sols à déficit hydrique compris entre 50 et 100 mm/an (Fig.8b).

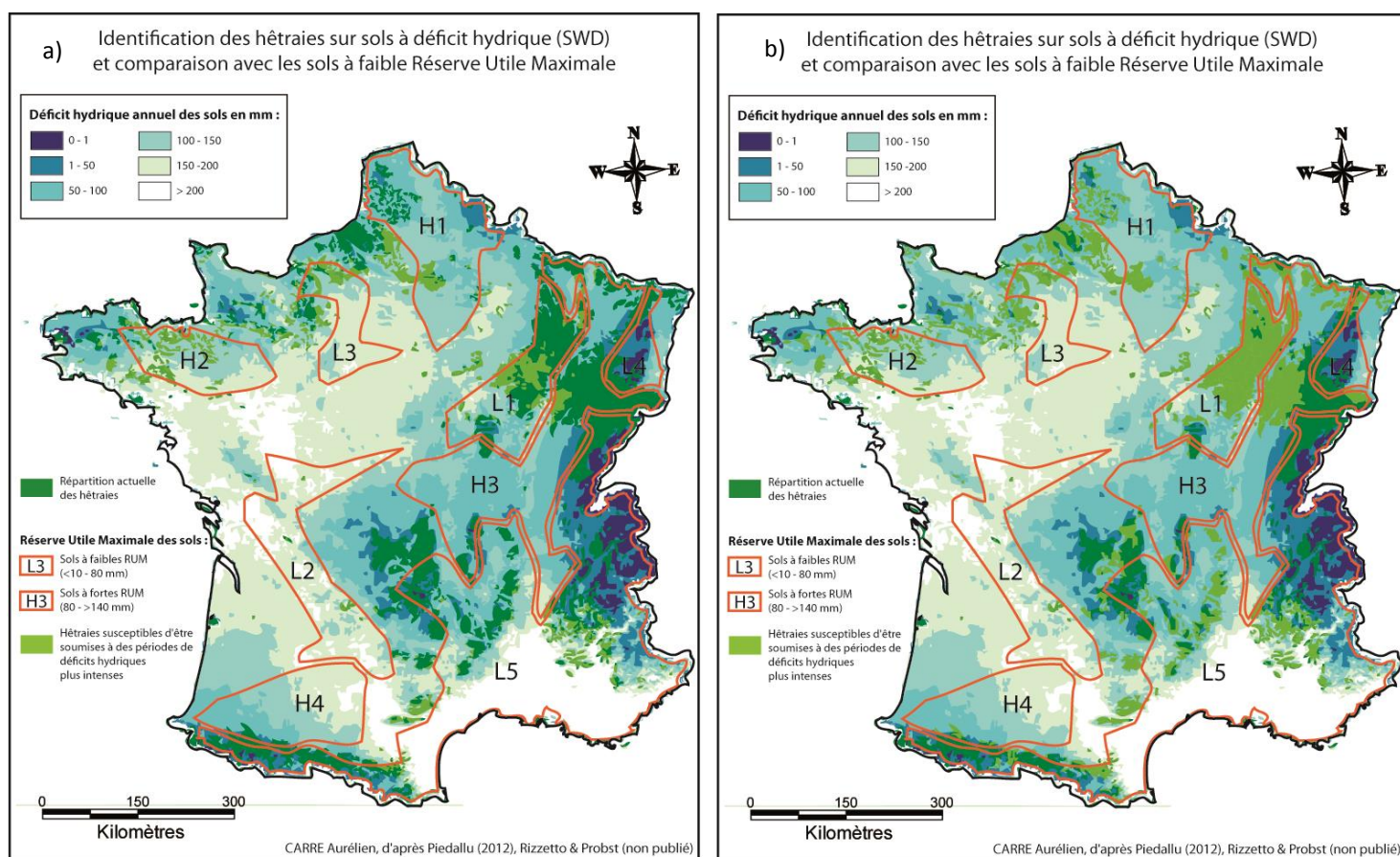


Figure 8 : Hêtraies sur sols présentant des déficits hydriques annuels supérieurs 100 mm/an (a) et 50 mm/an (b) (Source : Piedallu, 2012 ; Rizzetto & Probst, non publié)

Les hêtraies étant absentes des sols à plus de 200 mm/an de déficit hydrique, cette valeur peut être considérée comme la valeur maximale admissible par ces écosystèmes. Ainsi, les 3 classes précédentes (50-100, 100-150, 150-200) peuvent correspondre à des seuils de sévérité relative de stress hydrique respectivement 30-50 % ; 50-80 % ; ≥ 80 %.

La sensibilité à venir des hêtraies sèches se vérifie d'autant plus que la concentration en CO₂ dans l'atmosphère est en augmentation. Des expérimentations ont montré qu'un doublement de la concentration en CO₂ peut engendrer une augmentation de 51 % de la croissance en biomasse sur des jeunes plants de Hêtres en seulement trois années de culture sous atmosphère modifiée (Vizoso, 2004). Or, la croissance du Hêtre à l'état naturel étant déjà limitée par la disponibilité en eau et en nutriments, la plus forte capacité de croissance provoquée par l'augmentation de la concentration en CO₂ renforcera davantage ce rôle limitant. De plus, l'intensification des dépôts azotés qui sont eux aussi des stimulateurs de croissance pour les arbres ferait augmenter en proportion les besoins en eau et autres minéraux. Nous retiendrons alors 2 possibilités pour l'évaluation retenant la catégorie **Quasi-menacé (NT)** :

- 17 % (étendue concernée) et 50-80 % (sévérité relative)
- 58 % (étendue concernée) et 30-50 % (sévérité relative).

Variable : perte de productivité et probabilité de présence

De nombreux modèles climatiques ont été mis au point ces dernières années en fonction des différents scénarios envisagés, notamment d'émission de gaz à effet de serre. A partir de ces données, d'autres modèles ont été élaborés dans le but d'établir de manière statistique les relations entre les évolutions probables des différents paramètres climatiques et la répartition des principales essences forestières en France. Il existe ainsi deux types de modèles relatifs aux essences forestières :

- Les modèles de niche, qui simulent l'impact des changements climatiques sur les variables clés déterminant la présence-absence des essences forestières pour en déduire leur répartition potentielle à une échéance donnée,
- les modèles de processus qui simulent l'évolution probable des principaux processus écophysologiques au sein d'un arbre « *moyen* », en fonction de paramètres climatiques horaires et journaliers, ces modèles évaluent ainsi les tendances d'évolution de la productivité moyenne.

Dans les deux cas, les cartes produites permettent uniquement d'identifier les zones où les essences ciblées auront le plus de difficultés à se reproduire et à se développer, ou bien là où elles seront les plus sensibles aux événements climatiques exceptionnels.

Une synthèse des différents modèles de niche et de processus a été effectuée pour les Hêtres de plaine pour en déduire la vulnérabilité du Hêtre d'ici 2050, à l'échelle des Sylvoécorégions (SER) établies par l'IFN. Cette synthèse compile ainsi les estimations potentielles de régression de la répartition avec les estimations d'évolution de la productivité. Le croisement de ces estimations avec la répartition actuelle du Hêtre montre que près de 35 % des hêtraies se situent dans des SER où le taux d'effondrement serait « *moyen à fort* ». Ce taux peut être rapporté à une sévérité relative comprise entre 35 % et 47 % (Fig.9).

Cette étude ne prend toutefois pas en compte les hêtraies de montagne. Plus de 30 % des hêtraies seront ainsi probablement confrontées à un effondrement de leur productivité dont la sévérité relative est estimée à 35-47 % soit des seuils relativement proches de ceux de la catégorie **Vulnérable (VU)** (≥ 50 % étendue et ≥ 50 % sévérité relative).

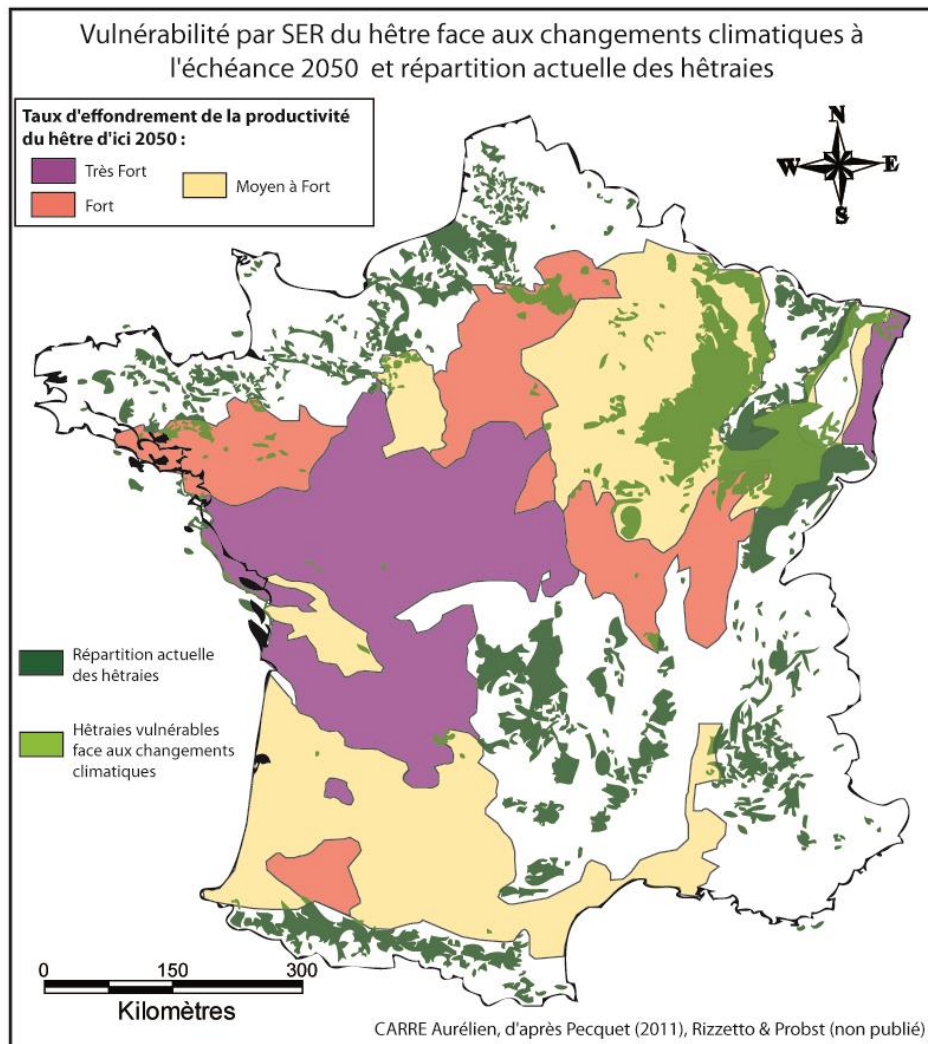


Figure 9 : Carte de la répartition des hêtraies et de leur vulnérabilité à l'échéance 2050
(Source Pecquet, 2011 ; Rizzetto & Probst, non publié)

Les modèles de niche élaborés par le laboratoire LERFOB d'AgroParisTech estiment quant à eux la probabilité de présence du Hêtre (0 ou 1) pour la période 2040-2070, à partir de la période de référence 1961-1990 pour laquelle les zones écologiquement favorables aux Hêtres ont été identifiées (Fig.10).

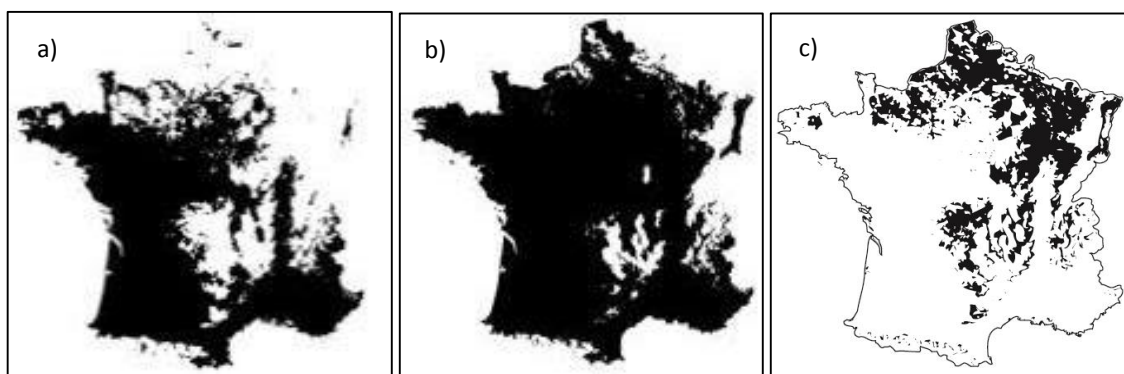


Figure 10 : Zones écologiquement favorables au Hêtre sur la période 1961-1990 (a, en blanc), estimées pour la période 2041-2070 (b, en blanc) et estimation des surfaces devenues non favorables (c, en noir) (Source : Piedallu et al., 2009)

Les estimations de régression sont conséquentes : les surfaces favorables au Hêtre pourraient ainsi régresser de 50 % à 80 % entre la période de référence (1961-1990) et la période 2040-2070 (Fig.9). L'estimation de l'évolution des surfaces potentiellement favorables ne sous-entend pas que le Hêtre va disparaître des zones devenues non favorables, une probabilité de présence égale à 0 signifiant qu'il y a plus de 50 % de chance (ou plus d'une chance sur 2) qu'un Hêtre ne trouve pas de conditions favorables à son développement.

On peut alors estimer la « *sévérité relative* » liée à une probabilité de présence 0 comme supérieure à 50 %. Ces données peuvent ainsi permettre d'attribuer la catégorie **Vulnérable (VU)** au sous-critère C2 (≥ 50 % étendue concernée ; ≥ 50 sévérité relative). Une autre possibilité d'analyse plus précise serait d'identifier l'étendue des zones écologiques défavorables selon différentes valeurs de probabilité de présence. Ainsi, les révisions ultérieures de ces modélisations pourraient permettre d'identifier l'étendue des zones à probabilité de présence inférieure à -80 %, -50 % et -30 %, en lien avec les seuils de sévérité relative précisés pour la Liste rouge des écosystèmes.

Les hêtraies peuvent ainsi être évaluées **Vulnérable (VU)** selon le sous-critère C2.

C.3 Modification de paramètres abiotiques depuis le milieu du XVIIIème siècle (1750) selon les données disponibles :

Les principales dégradations de paramètres abiotiques des écosystèmes de hêtraies sont apparues au cours de la seconde moitié du XXème siècle, avec les premiers effets des changements climatiques et de la pollution atmosphérique. Des études dendro-écologiques réalisées sur un certain nombre de Hêtres ont montré que ces forêts ont connu un certain nombre de crises de croissance au cours du XXème siècle, ces crises font cependant partie des risques liés aux aléas climatiques naturels et n'ont pas eu de conséquences néfastes à long terme.

L'exploitation des forêts induit une exportation de biomasse importante qui a des conséquences à court, moyen et long terme sur la qualité et la fertilité des sols forestiers (Vallauri & Poncet, 2002). Certaines études réalisées sur des sites particuliers remettent en question la sylviculture actuelle quant à la pérennité de la hêtraie, de par son action sur le cycle de carbone (Ca) et dans un contexte où les retombées atmosphériques en éléments nutritifs diminuent. Il est alors recommandé de mener une exploitation plus raisonnée, les pertes liées à l'exportation de biomasse seraient en effet responsables de l'évolution négative du bilan de fertilité avec l'âge des peuplements, notamment l'exportation des compartiments les plus riches (feuilles, branches) et l'exploitation d'arbres jeunes (Legout, 2008).

La disparité des types de sols et la variabilité de l'exploitation des hêtraies en France ne permet pas d'apprécier de manière quantitative la dégradation de leurs bilans de fertilité, le sous-critère C3 est par conséquent évalué **Données-Insuffisantes (DD)**.

Critère D : Perturbations des processus et des interactions biotiques issues de modifications de paramètres biotiques

Le critère D comporte 3 sous-critères pour évaluer les perturbations des interactions biotiques qui ont lieu au sein de l'écosystème: au cours des 50 dernières années (D1), pour les 50 prochaines années ou période de 50 ans incluant le présent et l'avenir (D2), depuis 1750 ou date proche (D3). La catégorie de menace (VU, EN, CR) découle de l'intensité de la perturbation (sévérité relative ≥ 30 %, ≥ 50 %, ≥ 80 %) et de la proportion de l'écosystème qui est concernée (≥ 30 %, ≥ 50 %, ≥ 80 %). Pour C3, ces seuils sont ≥ 50 %, ≥ 70 %, ≥ 90 %. Le croisement des deux seuils les plus faibles d'étendue concernée et de sévérité relative n'est pas suffisant pour valider la catégorie VU.

D.1 Modification de paramètres biotiques au cours des 50 dernières années :

Variable : dépérissement du Hêtre

Les hêtraies les plus âgées et celles situées en marge de l'optimum de développement du Hêtre sont le plus touchées par des phénomènes de dépérissement, surtout parce qu'elles ont subi depuis la fin des années 1970

plusieurs événements extrêmes qui les ont fragilisées. On peut ainsi citer plusieurs épisodes de sécheresse (1976, 1983, 1989, 1996, 2003), quelques tempêtes dont celles de 1999 et de nombreux épisodes de gels intenses et prolongés, hivernaux ou tardifs (Nageleisen & Huart, 2005). Les dépôts atmosphériques acides ont également des conséquences sur l'état sanitaire des hêtraies, en particulier dans l'Est de la France (Alsace, Vosges).

La succession de ces événements abiotiques, pour certains évalués par le critère C, ont entraîné un affaiblissement général des Hêtres au sein de ces forêts. La fragilisation de ces espèces structurantes va alors mettre en danger l'équilibre général de l'écosystème en perturbant les interactions entre les différentes espèces mais aussi entre ces espèces et leur milieu. Ainsi, la densité du feuillage est déterminante du maintien des espèces végétales sciaphiles (se développant à l'ombre), la présence d'arbres âgés garantie une densité de micro-habitats suffisante pour l'accueil et l'alimentation de la faune forestière, l'accumulation de litière et son recyclage par les arbres régissent le bon déroulement des cycles du carbone et des éléments nutritifs, etc.

Le principal dispositif mis en place en France pour évaluer l'état sanitaire des principales essences en forêt est le suivi de leur « *indice de déficit foliaire* ». Il s'agit alors de quantifier le déficit en feuille des arbres étudiés par rapport à un arbre de référence présentant un état optimal, dans le contexte climato-édaphique considéré. La moyenne en France du déficit foliaire du Hêtre, d'après le Département de la santé des forêts, est passée de 20 % en 1997 à près de 30 % en 2011 (Fig.11).

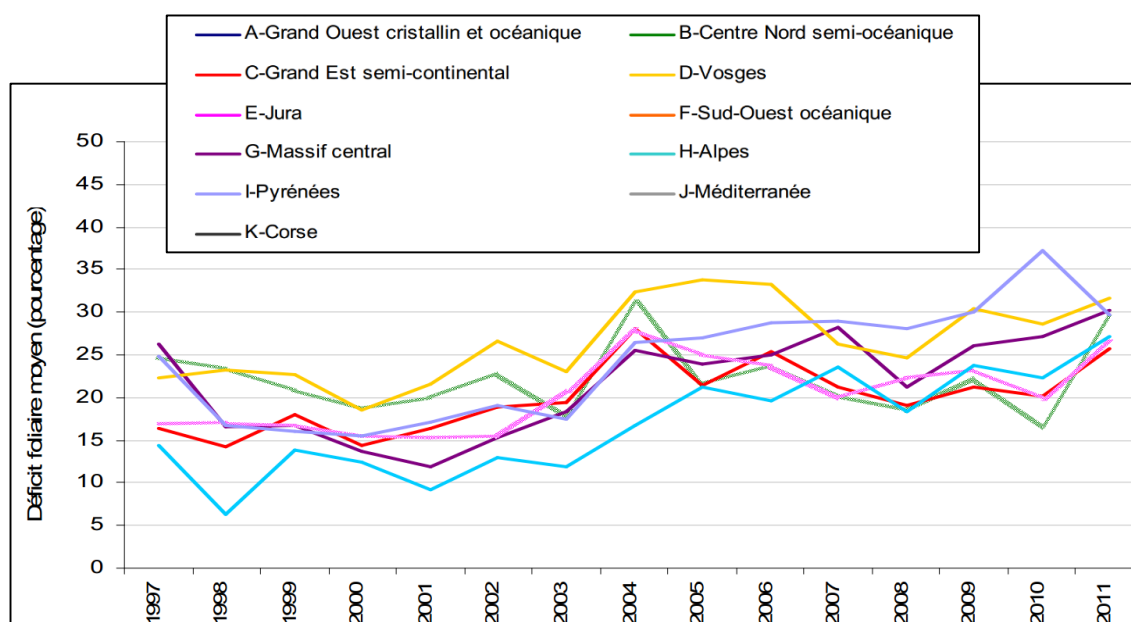


Figure 11 : Evolution du déficit foliaire du Hêtre au sein du réseau systématique de suivi des dommages forestiers depuis 1997 (Source : Goudet, 2011)

La valeur du déficit foliaire peut être assimilée à la sévérité relative du phénomène de dépérissement, soit ici inférieure à 30 % pour la période de temps considérée. L'étendue concernée étant l'ensemble des hêtraies métropolitaines, le sous-critère D1 est évalué **Quasi-menacé (NT)**, l'intensité du déficit foliaire étant relativement proche de la valeur seuil de la catégorie Vulnérable (VU).

D.2 Modification de paramètres biotiques calculée ou estimée au cours des 50 prochaines années ou période de 50 ans incluant le présent et l'avenir :

Variable : dépérissement du Hêtre

Les changements climatiques en cours, associés à l'augmentation de la concentration en CO₂ dans l'atmosphère et aux phénomènes de nitrification des sols, due aux retombées atmosphériques azotées, entraîneront certainement une augmentation des phénomènes de dépérissement du Hêtre.

Bien qu'actuellement inférieur à 30 %, le déficit foliaire du Hêtre en France croît de manière continue et homogène sur l'ensemble des grandes régions écologiques au sein desquelles le Hêtre est présent. Que l'intensification de ce déficit foliaire soit une réponse linéaire ou proportionnelle aux perturbations que subissent les Hêtres, le seuil de 30 % de déficit sera très certainement atteint avant 2020 (Fig.12).

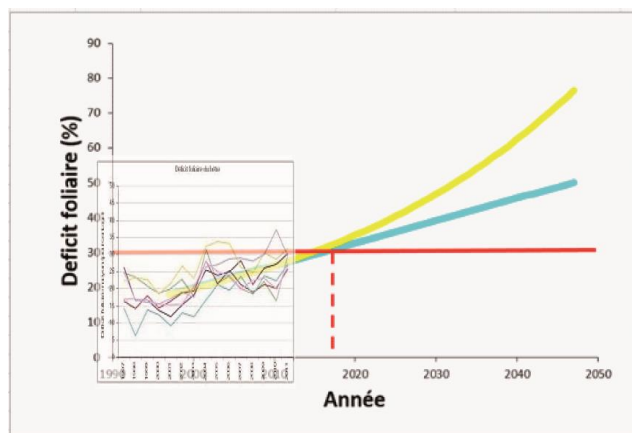


Figure 12 : Estimation de croissance continue ou proportionnelle du déficit foliaire du Hêtre

Au cours de la période de 50 ans 1997-2047, le déficit foliaire du Hêtre en France devrait dépasser la valeur seuil de 30 %. Le sous-critère C2 est ainsi évalué **Vulnérable (VU)**.

D.3 Modification de paramètres biotiques depuis le milieu du XVIIIème siècle (1750) selon les données disponibles :

Variable : perturbation des cycles sylvigénétiques

L'action de l'homme en matière de gestion forestière peut-être identifiée telle une perturbation des interactions biotiques, dans le sens où les cycles sylvigénétiques des écosystèmes forestiers sont fortement modifiés. En effet, les hêtraies sont très majoritairement gérées en futaie régulière, ce qui supprime les phases de sénescence et de déclin. Ces forêts ne comptent alors que très peu d'arbres âgés (Fig.13).

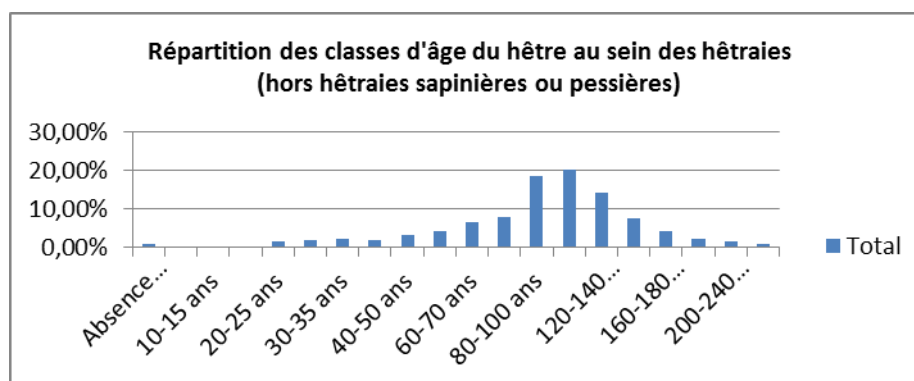


Figure 13 : Répartition des Hêtres par classes d'âge, au sein des hêtraies métropolitaines (Source : IFN, relevés 2005-2011)

L'élimination des phases de sénescences au sein des forêts dominées par le Hêtre peut entraîner une division par deux du nombre de micro-habitats, qui sont d'une importance capitale pour près d'un tiers des espèces présentes en forêt (Gilg, 2004). Les volumes de bois morts laissés au sol sont de manière générale très faibles comparés à ceux que l'on peut observer dans les rares forêts de Hêtre dites « naturelles » en Europe. Il est estimé que plus de 75 % des forêts française ne présentent aucun bois mort au sol, contre 40 à 150 m³/ha observés dans

certaines hêtraies non exploitées (Vallauri & Poncet, 2002). Le bois mort est nécessaire pour le maintien d'une multitude d'insectes qui sont nécessaires aux cycles des éléments nutritifs.

Variable : Altération du biote caractéristique

Ainsi, en ce qui concerne les hêtraies, on peut estimer qu'au moins 45 % de ces forêts étaient déjà des espaces forestiers à l'époque de Cassini (Fig.13). On peut ainsi estimer que les propriétés physiques des sols de ces hêtraies s'apparentent à celles de forêts anciennes, même si la nature du couvert forestier a pu évoluer ou que l'exploitation du bois a pu localement avoir un impact non négligeable. On peut également supposer que sont présentes au sein de ces forêts la plupart des espèces typiques du caractère ancien de l'état boisé. Ces différents types de hêtraies anciennes disposeraient ainsi de biotes caractéristiques non altérés, que ce soit par une nitrification excessive ou par la lente recolonisation des espèces végétales forestières

Ainsi, en ce qui concerne les hêtraies, on peut estimer qu'au moins 45 % de ces forêts étaient déjà des espaces forestiers à l'époque de Cassini (Fig.13). On peut ainsi estimer que les propriétés physiques des sols de ces hêtraies s'apparentent à celles de forêts anciennes, même si la nature du couvert forestier a pu évoluer ou que l'exploitation du bois a pu localement avoir un impact non négligeable. On peut également supposer que sont présentes au sein de ces forêts la plupart des espèces typiques du caractère ancien de l'état boisé. Ces différents types de hêtraies anciennes disposeraient ainsi de biotes caractéristiques non altérés, que ce soit par une nitrification excessive ou par la lente recolonisation des espèces végétales forestières.

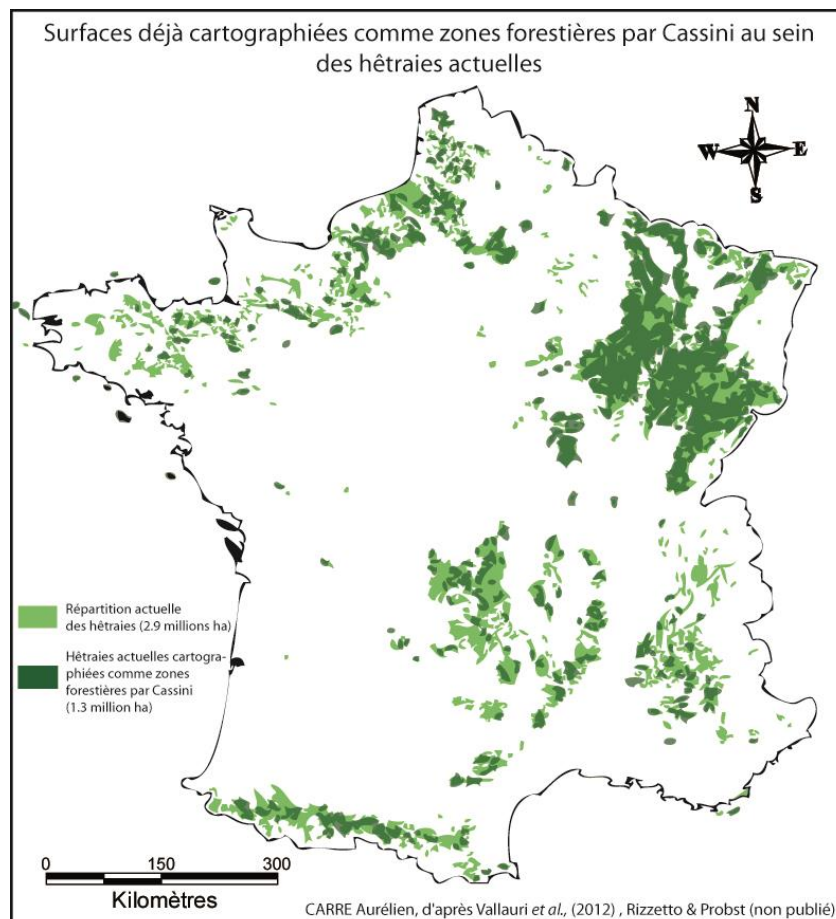


Figure 14 : Carte des hêtraies actuelles supposées anciennes
(Source : Vallauri et al., 2012 ; Rizzetto & Probst, non publié)

Le concept « *d'effondrement* » peut être lié à cette notion d'ancienneté car il résulte de la perte du biote natif caractéristique d'un écosystème. En effet, si la totalité des espaces forestiers cartographiés par Cassini avait aujourd'hui une autre affectation, aucun écosystème forestier ne pourrait comprendre l'ensemble des espèces caractéristiques qui le caractérise. Ces écosystèmes répondraient alors à la définition d'un écosystème effondré, à savoir la « *transformation de l'identité, la perte des traits caractéristiques et le remplacement par un nouvel écosystème* ».

La gestion anthropique des forêts de Hêtre perturbe de nombreuses interactions biotiques au sein de ces écosystèmes. Pourtant, l'origine de ces perturbations est antérieure à une date proche de 1750 et les pratiques sylvicoles ont depuis évolué vers une meilleure prise en compte du fonctionnement des écosystèmes forestiers. On ne constate donc pas d'évolution négative de ces perturbations. Il est cependant nécessaire de rappeler que l'exportation de biomasse ligneuse peut conduire à une désaturation des sols forestiers (acidification), ce qui participe à la fragilisation de ces écosystèmes dans un contexte de changements importants (augmentation de la concentration en CO₂, dépôts azotés, augmentation de la température moyenne, etc.) (Le Tacon *et al.*, 2000).

Le sous-critère D3 est évalué **Peu-Concerné (LC)**.

Critère E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement :

Il n'existe pas, à ce jour, de modèle capable d'estimer la probabilité d'effondrement des hêtraies. Les modélisations existantes sont utilisées pour établir des estimations de répartition du Hêtre, ou d'évolution de sa productivité, en fonction de l'évolution supposée de certains paramètres climatiques déterminants à l'échelle nationale et à l'échéance 2100 (Marage & Gegout, 2009).

Conclusion

L'évaluation du risque d'effondrement des hêtraies, réalisée via la méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN, révèle la vulnérabilité de ces écosystèmes face aux évolutions futures du climat mais également en réponse à d'autres modifications plus anciennes. Les changements climatiques en cours vont en effet modifier de nombreux paramètres abiotiques dont les plus déterminants pour les hêtraies sont les régimes de précipitations et sont susceptibles d'entraîner, à plus ou moins long terme, d'importants changements dans la répartition de ces écosystèmes (C2). De plus, le Hêtre montrent en France et depuis la fin des années 1990 un déficit foliaire élevé et croissant, ce qui traduit un état sanitaire non optimal et en dégradation sur l'ensemble de sa distribution sur le territoire (D1 & D2) (Tab.4).

L'intensification du déficit foliaire est une réponse des arbres à diverses perturbations, notamment à des événements climatiques intenses (gel, sécheresse, etc.) plus fréquents, à la perturbation historique des cycles des éléments nutritifs ou encore à l'acidification accrue des sols forestiers. De plus, les modèles de niche prévoyant les aires de répartition potentielle du Hêtre en France pour les périodes 2041-2070 et 2071-2100 révèlent qu'une très large proportion des forêts de Hêtre sera probablement affectée par d'intenses perturbations.

Le statut **Vulnérable (VU)** peut donc être retenu pour qualifier la vulnérabilité des forêts de Hêtre de France métropolitaine.

Les hêtraies métropolitaines	Critère A	Critère B	Critère C	Critère D	Critère E
Sous-critère 1	LC	LC	LC	NT	DD
Sous-critère 2	DD	LC	VU	VU	
Sous-critère 3	LC	LC	DD	LC	

Personnes ressources :

Anne Probst : EcoLab, CNRS-Université Toulouse
Christian Piedallu : LERFOB, AgroParisTech-ENGREF
Damien Marage : AgroParisTech-ENGREF
Daniel Vallauri : WWF France
Jean-Luc Flot : Département de la Santé des Forêts
Manuel Nicolas : ONF, réseau RENECOFOR

Matthieu Delcamp : GIP du futur Parc national des forêts de Champagne et Bourgogne
Nicolas Drapier : ONF
Simon Rizzetto : EcoLab, CNRS-Université Toulouse
Vincent Boulanger : ONF
Vincent Perez : LERFOB, AgroParisTech-ENGREF

Les pessières et sapinières métropolitaines (*Abies & Picea woodland*) (EUNIS Niveau 3 : G3.1)

Classification

EUNIS : *Abies & Picea woodland* (G3.1), forêts de moyennes et hautes altitudes dominées par des Sapins pectinés, par des Epicéas ou par les deux en peuplement mélangé, dans une proportion de conifères toujours supérieure à 75 % (Davies *et al.*, 2004). Cette unité EUNIS se décline en 20 sous-ensembles, dont 10 sont présents en France (Louvel *et al.*, 2013).

Les sapinières (Sapin dominant, présence possible de l'Epicéa) sont ainsi classées selon la nature des sols sur lesquels elles se développent (sols neutres, calcaires, acides) et distinguées des sapinières de Corse. Les pessières sont classées selon leur étage d'implantation : pessières de l'étage montagnard (où les conditions ne sont pas propices au Hêtre ni au Sapin), pessières de l'étage subalpin des Alpes (>1700m) et des autres massifs hercyniens et pessières extrazonales de formations spontanées, hors des zones décrites précédemment. Enfin, deux sous-ensembles correspondent aux plantations anthropiques de Sapins et d'Epicéas, situées à l'intérieur ou très près de leurs aires naturelles de répartition.

Les plantations situées hors de ces aires naturelles sont répertoriées sous une autre catégorie (G3.F). Les stades initiaux et de régénération peuplés d'individus de moins de 5m de haut, qu'ils soient naturels ou anthropiques, font également l'objet d'une catégorie propre (G5.6).

IUCN Habitats classification scheme (Version 3 .1) : Forêt tempérée.

Types d'habitats d'intérêt communautaire :

Les forêts d'Epicéas sont comprises dans un unique habitat générique. Celui-ci est décliné en douze habitats élémentaires, nommés « *pessières* », « *sapinières* » ou « *sapinières-pessières* » (European commission, 2013).

- **Habitat 9410.** Forêts acidophiles à *Picea* des étages montagnard à alpin (*Vaccinio-Piceetea*)

Les sapinières sont souvent associées ou en contact avec les habitats de hêtraies. Elles font alors partie des hêtraies à luzule blanchâtre (*Luzula luzuloides* Lam.) du Nord-Est, ou à Luzule des neiges (*Luzula nivea* (L.) DC.) sous climat atlantique, des hêtraies à aspérule odorantes montagnardes (*Galium odoratum* L.) sur sols neutres ou des hêtraies médio-européennes montagnardes sur sols calcaires. Il n'est alors pas possible de préciser la proportion de conifère au sein de ces habitats. Selon la classification EUNIS, les hêtraies-sapinières-pessières sont des forêts mixtes, ou ni les feuillus ni les conifères ne sont dominants (G 4.6).

Habitats associés ou en contact : (Bensettiti *et al.* (coord.), 2001)

- **Habitat 9110 (9110.2 ; 9110.3 ; 9110.4)** Hêtraies du *Luzulo-Fagetum* acidophiles, des étages montagnards inférieur, moyen et supérieur
- **Habitat 9120 (9120.4)** Hêtraies-Sapinières atlantiques acidophiles à houx et luzule des neiges
- **Habitat 9130 (9130.9 ; 9130.10 ; 9130.11 ; 9130.12 ; 9130.13)** Hêtraies de l'*Asperulo-Fagetum* de l'étage montagnard à orge d'Europe, féтуque des bois, mercuriale pérenne, dentaire pennée ou prêle des bois.
- **Habitat 9150 (9150.5 ; 9150.6 ; 9150.7 ; 9150.8 ; 9150.9)** Hêtraies calcicoles médio-européennes du *Cephalanthero-Fagion* montagnardes à If, Polygale petit buis, laîche blanche, buis ou séslerie bleue.

Description

Le biote caractéristique

Le Sapin pectiné (*Abies alba* Mill.) est le plus grand arbre que l'on puisse rencontrer en Europe. Il peut en effet dépasser 60 mètres de hauteur et vivre jusqu'à 600 ans. C'est une espèce monoïque : il porte sur un même arbre des fleurs mâles, bas sur le houppier, et des fleurs femelles aux extrémités des plus hautes branches. Les graines sont ainsi produites par la fleur femelle puis disséminées par le vent. C'est l'unique moyen de reproduction du Sapin pectiné à l'état naturel (Wolf, 2008).

L'Epicéa commun (*Picea abies* (L.) Karst) est la seule espèce du genre *Picea* à se développer naturellement en Europe. Il peut mesurer jusqu'à 50 mètres et sa longévité est de l'ordre de 150 à 300 ans. Egalement monoïque, il est bien adapté à des conditions de forte lumière (Skroppa, 2003). L'Epicéa bourgeonne plus tardivement que le Sapin pectiné, ce qui lui permet de se développer plus en altitude car ce débourrement tardif a lieu bien souvent après les dernières gelées de printemps.

Ces deux espèces ont des exigences écologiques très comparables et c'est pourquoi on les trouve généralement en peuplements mélangés. Le Hêtre commun (*Fagus sylvatica* L.) est également très souvent associé au Sapin pectiné en basse et moyenne altitudes. Ce sont tous deux des dryades et ils sont adaptés à l'étage montagnard. A ces altitudes, on trouve également l'Erable sycomore (*Acer pseudoplatanus* L.) ou encore le Noisetier (*Corylus avellana* L.). En haute altitude, le Hêtre et le Sapin pectiné disparaissent et l'Epicéa, plus résistant, cohabite avec d'autres espèces des étages subalpin et alpin comme le Mélèze d'Europe (*Larix decidua* Mill.), le Pin à crochet (*Pinus uncinata* Ramond ex DC) ou le Pin sylvestre (*Pinus sylvestris* L.).

En peuplement dense, la flore des pessières et des sapinières est très peu diversifiée et seuls des mousses et des lichens peuvent se développer. Cependant, la flore s'enrichit considérablement à mesure que la pénétration de la lumière augmente (Boulanger, 2010). Les herbacées y sont plus spécialisées que les espèces arborescentes, elles sont ainsi dépendantes, et donc indicatrices, des conditions physiques du milieu et notamment de l'acidité, de l'altitude, de l'humidité et de la densité du couvert (Riou-Nivert, 2005).

Sur les sols acides, la Myrtille (*Vaccinium myrtillus* L.) est l'espèce la plus représentée. Elle est très souvent accompagnée de l'Airelle rouge (*Vaccinium vitis-idaea* L.), de différentes bruyères (*Erica* sp.) et de callunes (*Calluna vulgaris* Hull). Lorsque le couvert est peu dense se développent des pelouses à luzules (*Luzula sylvatica*, *Luzula luzuloides* Lam.), que l'on trouve également dans les hêtraies et hêtraies-sapinières, alors associées à la Fétuque des bois (*Festuca altissima* All.) et à la Canche flexueuse (*Deschampsia flexuosa* L.). D'autres espèces plus éparses sont également caractéristiques des sapinières et des pessières, telle la Prénanthe pourpre (*Prenanthes purpurea* L.), la Gentiane jaune (*Gentiana lutea* L.) ou les saxifrages (*Saxifraga* sp.) qui s'implantent sur des pentes rocheuses. Les mousses sont omniprésentes dans ces forêts, certaines associées aux Sapins (*Rhytidiadelphus loreus*), d'autres aux Epicéas (*Ptilium crista-castrensis*).

Les pessières-sapinières sur sols calcaires sont plus sèches et c'est principalement la strate arbustive qui s'y développe, tels le Buis (*Buxus sempervirens* L.), l'Argousier (*Hippophae rhamnoides* L.) ou encore le Cytise des Alpes (*Laburnum alpinum* Mill.).

De nombreux champignons se développent dans l'ensemble des forêts de Sapins pectinés et d'Epicéas et se différencient en quatre groupes (Egli & Brunner, 2002) :

- **les champignons saprophytes** : ils se nourrissent de matière organique non vivante et participent à la dégradation de la litière,
- **les lichens** : ces champignons se développent en symbiose avec des cellules microscopiques (algues et cyanobactéries), généralement sur les branches et les troncs mais de manière totalement indépendante et autonome vis-à-vis des sols ou de la matière organique vivante,
- **les champignons xylophages** : ils s'alimentent directement sur les arbres vivants et peuvent entraîner leur dépérissement,
- **les champignons mycorrhiziens**, ils se développent sur les racines des arbres et en modifient la morphologie, ils leur facilitent alors l'accès aux éléments phosphorés et azotés en échange de sucres élaborés lors de la photosynthèse. L'Epicéa apparaît comme l'espèce la plus riche en champignons mycorrhiziens (Senn-Irlet *et al.*, 2012).

L'environnement abiotique

Les habitats forestiers de sapinières et pessières occupent les étages montagnards et subalpins des massifs montagneux français. Ces formations se développent principalement sur des sols acides et elles ne peuvent se développer sur des sols secs, ou trop humides. Les Sapins et les Epicéas exigent des précipitations annuelles minimales de l'ordre de 800 à 1.000 mm ainsi qu'une hygrométrie de l'air élevée et un bilan hydrique favorable, en particulier pendant la période estivale (Gomez, 2012).

Ces arbres peuvent également s'implanter sur des substrats calcaires, comme dans les Alpes ou le Jura, cependant le sol deviendra progressivement acide du fait de la dégradation de l'humus. Le pH des sols de ces écosystèmes est ainsi généralement inférieur à 5, indépendamment de la nature du substrat (Augusto, 2000). L'Epicéa s'implante aisément sur des sols fins car ses racines traçantes restent en surface, alors que les racines profondes du Sapin lui font préférer des sols épais (Wolf, 2008).

L'optimal de température pour le Sapin pectiné est de 20°C alors qu'elle est de 15°C pour l'Epicéa, ce dernier a ainsi la capacité de s'implanter plus en altitude.

Processus clés

L'influence des températures est plus importante que celle des précipitations sur la croissance des Sapins comme des Epicéas, mais ces deux paramètres restent néanmoins les variables clés dont dépend leur développement. La croissance de l'Epicéa est ainsi essentiellement dépendante des conditions climatiques en période de végétation, celle-ci est en effet ralentie par des températures trop élevées ou par un manque de précipitations en été. La croissance du Sapin pectiné dépend plutôt des conditions climatiques estivales de l'année précédente, avec des effets pouvant être observés jusqu'à six ans après un stress climatique (Lebourgeois, 2006).

Plus globalement, la température moyenne, principalement liée à l'altitude, est le facteur qui limite la croissance des Sapins et des Epicéas sur des sols humides, alors que sur des sols secs le bilan hydrique devient le facteur limitant, cela peu importe l'altitude (Gomez, 2012).

Sylvigénèse :

L'Epicéa commun est une espèce post-pionnière, c'est ainsi une des premières essences arborées participant à la colonisation de milieux ouverts ou de trouées dans le couvert forestier. Il peut également former des peuplements denses et monospécifiques, notamment en altitude lorsque les conditions ne sont pas propices au développement du Sapin pectiné. Ce dernier est une espèce dryade, il tolère l'ombre et ne se développe que sous un couvert forestier déjà existant jusqu'à devenir l'espèce dominante. Ainsi, lorsque le Sapin pectiné se développe sous un couvert d'Epicéa, il devient à terme l'essence dominante du peuplement en lieu et place de l'Epicéa (Gomez, 2012).

Processus biogéochimiques :

La présence de conifères entraîne une acidification progressive des sols. En effet, les aiguilles des Epicéas comme celles des Sapins sont acides (pH=3) et cette acidité va se diffuser dans les sols lors de leur dégradation. De plus, les propriétés chimiques de la matière organique issue de cette dégradation (rapport Carbone/Azote élevé) ralentissent sa dégradation, ce qui défavorise l'activité biologique des sols. Les Sapins et les Epicéas sont des espèces plus productives que les espèces de feuillus, leur croissance est donc plus rapide mais ils prélèvent davantage d'éléments nutritifs (cations) dans les sols sur une même période.

L'ensemble de ces facteurs concourt à une acidification des sols des écosystèmes de pessières et de sapinières plus marquée qu'en forêt de feuillus, l'Epicéa apparaissant par ailleurs comme l'essence la plus acidifiante (Augusto *et al.*, 2000).

L'activité biologique des sols de pessières et de sapinières est faible, les lombrics par exemple y sont quasiment absents. Les champignons ont cependant un rôle majeur dans le fonctionnement de ces écosystèmes, ils protègent les arbres contre un certain nombre de polluants et notamment de métaux lourds comme l'aluminium, le plomb, le nickel, le chrome ou le cadmium, en fixant ces éléments dans leur mycélium.

Distribution

Le Sapin pectiné est la principale essence résineuse de l'étage montagnard, en Europe centrale et méridionale (Fig.15a). En France, le Sapin représente la 4^{ème} essence résineuse à l'échelle du territoire. Il est présent dans l'ensemble des massifs montagneux et forme des peuplements particulièrement denses dans les Vosges et le Jura, plus sporadiques dans les Alpes, les Pyrénées et le Massif Central (Plas *et al.*, 2008). Il est également présent de manière naturelle en Normandie. Le Sapin pectiné a été utilisé pour de nombreux reboisements, au sein de son aire naturelle mais également en dehors, comme en Bretagne. Il n'est plus utilisé actuellement que pour des compléments de régénération, pour moins de 300 ha par an (Bilger, 2004).

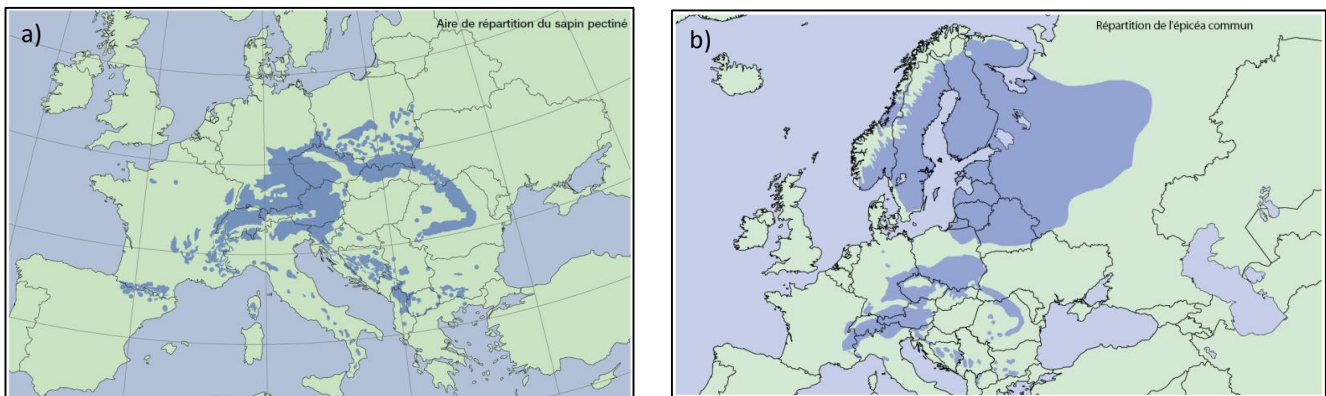


Figure 15 : Répartition naturelle du sapin pectiné (a) et de l'Epicéa commun (b) en Europe (Source : Skroppa, 2003 ; Wolf, 2008)

L'Epicéa est quant à lui une des essences typiques des étages montagnards et subalpins septentrionaux européens, de la chaîne hercynienne (Europe centrale) et des Alpes (Fig.1b). Les peuplements naturels d'Epicéas en France correspondent ainsi à la limite de répartition la plus occidentale de l'espèce, on ne les trouve ainsi que dans les Vosges, le Jura et les Alpes.

L'Epicéa a cependant été très largement utilisé comme essence de reboisement et il est maintenant présent dans le Massif Central, la Corse, la Normandie et le Sud-Ouest de France, ainsi que dans les Pyrénées où il y occupe quelques 8.000 ha (Skroppa, 2003 ; Bartoli, 2003). Ces zones d'implantations ne sont pas comprises dans son aire de répartition naturelle, elles ne sont donc pas considérées dans cette étude (Fig.16). L'Epicéa est ainsi la troisième essence résineuse en France, autant en termes de superficie que de volume sur pied. Une seconde espèce du genre *Picea* est également présente en France, il s'agit de l'Epicéa de Sitka (*Picea sitchensis* (Bong.) Carrière). Celui est natif de la côte Ouest de l'Amérique du Nord et a été introduit dans les régions sous climat océanique, principalement en Bretagne, en Normandie et en bordure Ouest du Massif Central (Van de Syde, 2004).

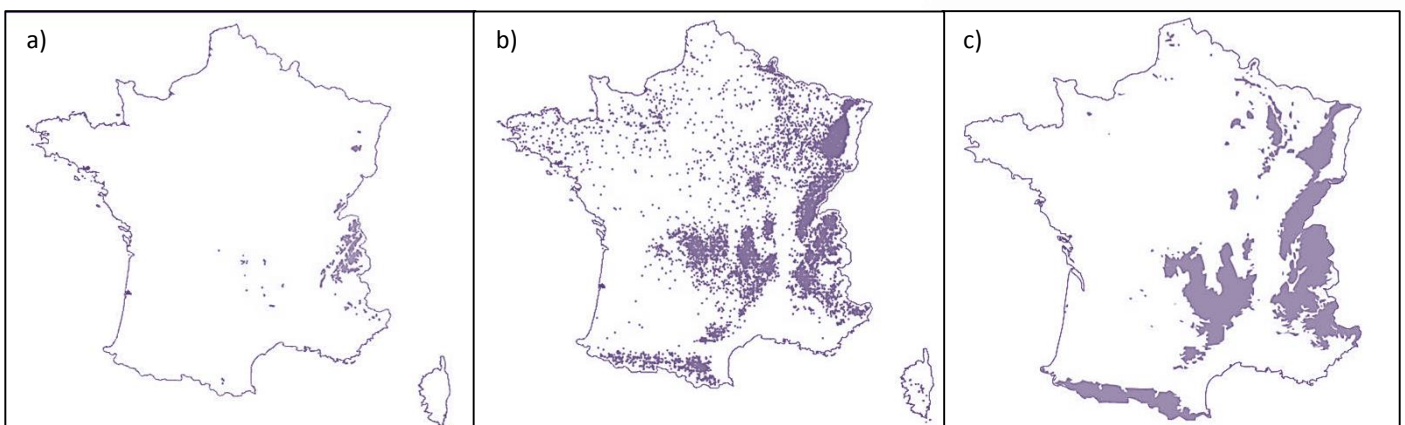


Figure 16 : Répartition des forêts de Sapins et/ou d'Epicéas (EUNIS G3.1) en France et hors plantations (a), placettes IFN avec présence de Sapins ou d'Epicéas (b) et aire de répartition favorable aux Sapins et Epicéas sur la période 1961-1990 (c) (Source : Rizzetto & Probst, non publié ; IFN, données brutes ; Piedallu *et al.*, 2009)

La carte issue de la présence de Sapins pectinés ou d'Epicéas communs au sein des placettes IFN et celle représentant les aires favorables à ces espèces montrent toutes deux une répartition bien plus importante que l'essai de cartographie à l'échelle nationale des habitats forestiers EUNIS de niveau 3. En effet, les peuplements d'Epicéas situés hors des Vosges, du Jura et des Alpes ne font pas partie de l'aire naturelle de répartition de cette essence et ne sont donc pas inclus dans l'unité EUNIS G3.1. De plus, les forêts où le Sapin pectiné est l'essence dominante en France sont très restreintes, 70 % des Sapins sont ainsi présents au sein de peuplements mélangés, notamment de hêtraies-sapinières dans les Pyrénées et le Massif Central (Plas *et al.*, 2008).

Nous retiendrons dans cette étude que la représentation la plus fidèle des sapinières et des pessières spontanées de métropole correspond à la figure 16a, bien qu'elles y soient certainement sous-représentées. Cependant, la bibliographie existante se réfère bien souvent aux Sapins et au Epicéas sur la totalité de leurs répartitions en France, y compris dans des zones où ils ont été introduits ou favorisés depuis plusieurs décennies. Or, il apparaît que ce sont au sein de ces zones que ces écosystèmes sont les plus vulnérables. Nous évaluons donc, à partir des données disponibles, l'ensemble des forêts de Sapins et d'Epicéas à l'exception des forêts mixtes, qu'elles soient spontanées ou qu'elles résultent de pratiques de gestion sylvicoles qui les ont favorisé.

Menaces

Intensification des instabilités thermique et hydrique :

Les principales menaces concernant l'avenir des sapinières et des pessières en France sont identifiables à partir des connaissances acquises en matière d'autoécologie de ces essences, replacées dans le contexte des changements climatiques, c'est-à-dire de l'intensification probable des instabilités thermiques et hydriques par ailleurs déjà observées au cours des dernières décennies.

Cette intensification va rapidement rendre défavorables de vastes zones de plaines et de basses altitudes pour ces conifères, ainsi que les secteurs les plus chauds et secs situés en marge de leurs aires de répartition. A *contrario*, les zones de haute montagne offrent des surfaces pouvant être recolonisées, d'une part parce que les conditions y seront plus favorables et d'autre part car le pastoralisme y a nettement reculé. Les prairies d'alpages offrent ainsi de nouveaux espaces disponibles et la progression des arbres y est déjà observée à l'image du Sapin pectiné en Savoie, dont la régénération s'effectue maintenant jusqu'à 2.200 m, soit 300 mètres au-dessus de sa limite rapportée il y a 40 à 50 ans (Beilhe *et al.*, 2009).

Retombées atmosphériques :

A partir du début des années 1970, mais surtout entre 1981 et 1984, un dépérissement généralisé des forêts européennes a été constaté et en particulier des sapinières et des pessières. De nombreux arbres ont ainsi perdu une part importante de leurs aiguilles et beaucoup d'autres ont fortement jaunis. Plusieurs hypothèses ont été émises pour expliquer ces dépérissements, à partir du constat que les arbres atteints présentaient un déficit en magnésium relativement important par rapport aux arbres sains.

La principale conclusion incrimine directement les retombées atmosphériques de polluants sous forme de précipitations, comme étant la base d'une réaction en chaîne. L'action diffuse et prolongée des polluants contenus dans ces « pluies acides » entraîne d'abord une diminution de la photosynthèse ainsi qu'une intensification de la transpiration des arbres, puis le ruissellement de ces pluies contaminées sur les feuilles provoquent des réactions chimiques libérant un certain nombre d'éléments nutritifs. L'arbre a alors des difficultés à compenser ces pertes même en intensifiant ses prélèvements dans le sol, notamment en magnésium, d'autant plus si le sol est déjà relativement pauvre. De plus, ces éléments lessivés par les pluies vont acidifier les sols et libérer de l'aluminium, toxique pour les racines des arbres (Bonneau, 1985 ; Landmann *et al.*, 1987). D'autres expérimentations ont également montré que le Sapin pectiné était l'espèce de conifère la plus sensible à la toxicité de l'aluminium (Pinto *et al.*, 2007). Un schéma réalisé par Bonneau (1985) résume cette hypothèse (Fig.17).

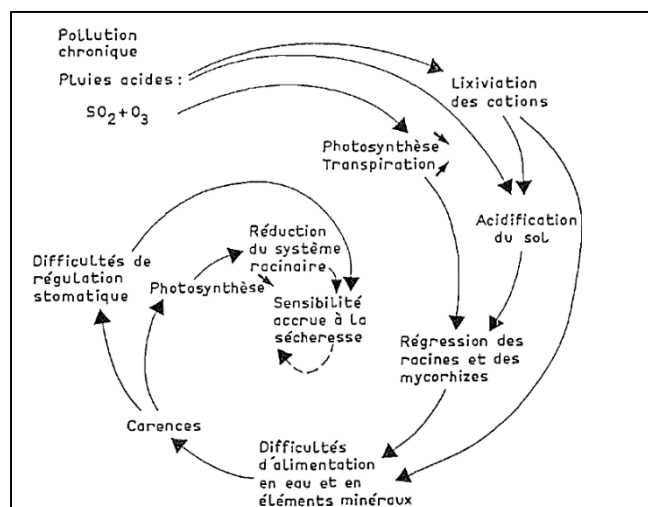


Figure 17 : Schéma hypothétique du dépérissement progressif des peuplements forestiers
(Source : Bonneau, 1985)

Augmentation de la concentration en O₃ et SO₂ :

A ce phénomène de pluies acides s'est également ajoutée la présence de gaz nocifs dans la basse atmosphère que sont l'ozone (O₃) et le dioxyde de soufre (SO₂), des gaz photo-oxydants qui ont aussi participé à la perte d'éléments nutritifs des feuilles. Les épisodes de pluies acides n'ont plus lieu aujourd'hui et les émissions de dioxyde de soufre ont été fortement réduites, l'ozone est par contre toujours aussi concentré dans la basse atmosphère.

Insectes ravageurs :

Le typographe de l'Epicéa (*Ips typographus*) est considéré comme la plus importante menace pour l'Epicéa qui puisse intervenir après un évènement responsable d'une forte mortalité. En effet, ce scolyte (petit coléoptère xylophage) est un ravageur secondaire : il se développe principalement dans des arbres fraîchement abattus ou très affaiblis (DSF, 2004).

Les populations de ces insectes peuvent donc rapidement progresser en cas d'augmentation du volume de bois d'Epicéa mort ou affaibli, suite à une tempête, une sécheresse ou un épisode de forte chaleur. Ces insectes vont alors s'attaquer l'année suivante aux peuplements indemnes voisins qui, à leur tour, vont dépérir et continuer à favoriser la progression du typographe pour plusieurs années consécutives. De nombreux exemples en Europe illustrent ce phénomène (Abgrall, 2000). L'Epicéa est naturellement capable de se défendre contre de tels parasites, en produisant durant l'attaque une résine nocive pour les xylophages et en créant des zones de bois nécrosés autour des galeries de pontes. Ces mécanismes de défense sont cependant très consommateurs d'énergie et lorsque les tentatives de pénétration par le typographe sont trop nombreuses, l'arbre s'affaiblit et finit par mourir.

Le second principal parasite de l'Epicéa est le dendroctone (*Dendroctonus micans*). Inféodé à l'Epicéa, ce scolyte ravageur est originaire de l'est sibérien mais il est présent en Europe depuis la fin du 19^{ème} siècle. Observé dans l'Est de la France pour la première fois en 1959, son territoire n'a cessé de progresser depuis jusqu'à atteindre les Pyrénées dès 1990, la Normandie à partir de 1995 et enfin la Bretagne depuis 2010, dernière région atteinte (DSF, 2006 ; DSF, 2012). C'est un ravageur primaire : il peut s'attaquer à n'importe quel Epicéa, qu'il soit déjà faible ou parfaitement sain. Sa reproduction a lieu dans le tronc de l'arbre et s'effectue entre insectes issus de la même ponte, ce qui signifie que les femelles adultes qui émergent de l'arbre sont déjà fécondées. Elles peuvent alors fonder leur propre foyer sur le même arbre, qui après plusieurs années finira par mourir (Pauly, 2006).

Le dendroctone a un seul prédateur, le *Rhizophagus grandis*, qui lui-même ne peut survivre qu'en présence du dendroctone, il a donc suivi la même route migratoire depuis la Sibérie. Seulement, sa capacité de dispersion étant plus faible, le dendroctone n'est nuisible que dans le laps de temps où le *Rhizophagus* ne l'a pas encore rejoint (Pauly, 2006). Les forêts de l'Est de la France sont désormais à l'abri des dégâts du dendroctone, alors que les territoires nouvellement colonisés comme la Normandie, les Pyrénées ou la Bretagne sont toujours vulnérables. Une des techniques de lutte consiste à lâcher directement des *Rhizophagus* dans les peuplements infectés après un élevage en laboratoire, l'équilibre proie-prédateur est ensuite atteint après 7 à 9 ans (DSF, 2006).

Les ravageurs du Sapin pectiné sont moins connus. On trouve principalement cinq espèces corticoles (se développant dans l'écorce), des ravageurs secondaires dont les populations sont concentrées au sein des arbres dépérissants. La plupart des attaques ont d'ailleurs lieu dans des sites situés hors ou en limite de l'aire de répartition naturelle du Sapin pectiné car les arbres adultes sont déjà affaibli (Abgrall, 2000).

Augmentation de la pression d'herbivorie :

Les jeunes pousses de Sapin pectiné sont souvent victimes de l'abrutissement par les grands herbivores, pour qui les plantules d'Epicéas sont peu attractives. Les effectifs de ces animaux (e.g. cerf, chevreuil, chamois) ont fortement augmentés depuis les années 1960 et ont entraîné une modification de la régénération forestière, en favorisant la régénération de l'Epicéa aux dépens de celle du Sapin pectiné. En France, ce phénomène est accentué par les traitements sylvicoles en place qui favorisent également l'Epicéa. En effet, le Sapin pectiné est présent à près de 70 % en peuplements mélangés, alors que son caractère dryade doit naturellement conduire

à des peuplements purs, voire monospécifiques (Plas *et al.*, 2008). Ailleurs en Europe, l'impact des cervidés suffit à empêcher le rajeunissement de certaines sapinières, comme en Suisse ou en Haute-Bavière (Engesser *et al.*, 2000 ; Boulanger, 2010).

Les différentes analyses menées en France relatives aux impacts des grands herbivores sur la biodiversité forestière, principalement via le réseau de suivi à long terme des écosystèmes forestiers (RENECOFOR), n'ont pas identifié de tendances d'évolution marquées de la flore, en réponse à l'intensification de cette pression. Cependant, seules trois campagnes ont été réalisées depuis 1995, ce qui est encore insuffisant pour détecter de véritables tendances. Des travaux sont également en cours pour définir des *seuils d'herbivorie* (intensité de la consommation des animaux herbivores) à partir desquels des effets sont notables sur la flore et la structure des peuplements (Archaux *et al.*, 2009).

Difficulté de régénération naturelle :

L'Epicéa n'étant pas une essence pionnière, la germination de ses graines n'est possible en milieu ouvert que si d'autres végétaux atténuent la luminosité au sol. Sa régénération naturelle en forêt s'effectue alors de manière sporadique, au cours de la sénescence de l'essence dominante, au sein de trouées de régénération (Pongé *et al.*, 1994). Mais en forêt exploitée, majoritairement en futaie régulière, les zones de coupes sont plus étendues que les trouées naturelles et les jeunes plantules sont concurrencées par une végétation réellement pionnière, principalement composée de molinies et de fougères, ou de myrtilles à l'étage subalpin. Il ne s'agit alors plus d'une simple régénération du stade mature mais d'un retour au stade initial de la végétation : l'Epicéa reprendra sa place au cours de la succession des différents stades depuis le stade pionnier, sur une échelle de temps plus longue. Ceci est encore plus vrai pour le Sapin pectiné, dont le caractère sciophile est davantage marqué que chez l'Epicéa.

Application de la méthodologie de la « Liste rouge des écosystèmes de l'UICN »

Critère A : Réduction de la distribution spatiale

Le critère A comporte 3 sous-critères pour évaluer la réduction de l'étendue de l'écosystème : au cours des 50 dernières années (A1), pour les 50 prochaines années ou période de 50 ans incluant le présent et l'avenir (A2), depuis 1750 ou date proche (A3). Les seuils retenus pour les différentes catégories (VU, EN, CR) sont $\geq 30\%$, $\geq 50\%$, $\geq 80\%$ pour A1 et A2, $\geq 50\%$, $\geq 70\%$, $\geq 90\%$ pour A3.

A.1 Evolution au cours des 50 dernières années :

Au cours des 50 dernières années, les sapinières et les pessières ont gagné en superficie. Les peuplements issus de plantations, en partie financées par le Fond Forestier National créé en 1946, ont largement participé à cette expansion à l'intérieur mais également en dehors de l'aire de répartition naturelle de ces essences. Ainsi, les surfaces couvertes par l'Epicéa commun auraient plus que doublé depuis 1950 (Augusto, 2000). Ces peuplements se régénèrent aujourd'hui de manière naturelle, alors que d'autres peuplements naturels s'étendent en altitude du fait de l'abandon des terres pastorales en haute montagne.

Les sapinières et pessières métropolitaines sont ainsi évaluées **Peu Concerné (LC)** selon le sous-critère A1.

A.2 Evolution calculée ou estimée au cours des 50 prochaines années ou période de 50 ans incluant le présent et l'avenir :

L'augmentation des températures moyennes et l'intensification des périodes de sécheresse rendent de moins en moins favorables à ces essences un certain nombre de stations, notamment à faible altitude, en exposition chaude ou sur des terrains à faible réserve en eau (Carcaillet & Muller, 2005). A l'avenir, ces changements d'ordre climatique ne resteront pas sans conséquences sur la répartition des Sapins et des Epicéas et il est d'ores et déjà possible d'identifier les zones qui leur seront les moins favorables.

En effet, des modèles de niche ont été élaborés pour déterminer les potentielles répartitions des Sapins et des Epicéas aux échéances 2040, 2070 et 2100. Cependant, ces modélisations basées sur les besoins des essences et l'évolution probable de certains paramètres climatiques ou édaphiques, ne peuvent pas tenir compte de la capacité d'adaptation des espèces en place. L'utilité de ces modèles est alors de permettre l'identification des secteurs où les arbres seront le plus confrontés à des contraintes abiotiques qui auront des effets néfastes sur leur croissance et leur capacité de régénération (Piedallu *et al.*, 2009).

Le statut retenu pour le sous-critère A2 est par conséquent **Données Insuffisantes (DD)**.

A.3 Evolution historique récente, depuis le milieu du XVIIIème siècle (1750) selon les données disponibles :

Les zones de montagne furent parmi les derniers espaces forestiers à être réellement exploités, à partir de la fin du « petit âge glaciaire » qu'a subit la France entre le XIVème et le XVIIème siècle. Pourtant, bien que réalisée sur une courte période, l'exploitation des forêts de montagne fut excessivement intense car elle eut lieu en même temps qu'une accélération de la croissance démographique, au moment où la ressource manquait fortement en plaine et ce malgré les débuts de la révolution industrielle (Cinotti, 1996). Face aux conséquences environnementales et aux nuisances causées aux populations qu'entraîna ce déboisement, l'Etat engagea une politique de restauration des terrains en montagne (RTM) à partir de 1860. D'autres actions de reboisements avaient également été mises en place dès les années 1800.

La recolonisation de la forêt en montagne a été facilitée par une importante régression des activités agricoles et pastorales mais également parce que les énergies fossiles se sont en grande partie substituées au bois. Depuis le milieu du XIXème siècle donc, la superficie des forêts de Sapins et d'Epicéas est en progression, regagnant les espaces d'altitudes qu'elles occupaient jadis (Carcaillet & Muller, 2005).

En forte recolonisation depuis près de 150 ans, ces habitats forestiers sont évalués **Peu Concerné (LC)** selon le sous-critère A3.

Critère B : Répartition géographique restreinte

Le critère B évalue les écosystèmes à faible zone d'occupation, à faible zone d'occurrence ou à nombre de localité très réduit, et montrant ou pouvant montrer un déclin en terme de répartition, de qualité ou d'interactions biotiques.

Le polygone convexe englobant ces habitats tel qu'ils sont représentés par Rizzetto & Probst (non publié), a une aire de 196.900 km². Par conséquent, le seuil des 50.000 km² retenu pour le critère B1 est dépassé. Ces habitats occupent également plus de 50 mailles de 10x10 km, les pessières et sapinières métropolitaines apparaissent ainsi **Peu Concerné (LC)** selon le critère B.

Critère C : Dégradations environnementales issues de la modification de paramètres abiotiques

Le critère C comporte 3 sous-critères pour évaluer la dégradation de l'écosystème suite à des modifications de paramètres abiotiques : sur les 50 dernières années (C1), pour les 50 prochaines années ou période de 50 ans incluant le présent et l'avenir (C2), depuis 1750 ou date proche (C3). La catégorie de menace (VU, EN, CR) découle de l'intensité de la dégradation (sévérité relative $\geq 30\%$, $\geq 50\%$, $\geq 80\%$) et de la proportion de l'écosystème qui est concernée ($\geq 30\%$, $\geq 50\%$, $\geq 80\%$). Pour C3, ces seuils sont portés à $\geq 50\%$, $\geq 70\%$, $\geq 90\%$. Le croisement des deux seuils les plus faibles de sévérité relative et d'étendue concernée n'est pas suffisant pour valider la catégorie Vulnérable (VU).

C.1 Modification de paramètres abiotiques au cours des 50 dernières années :

Variable : élévation des températures moyennes annuelles

De nombreuses recherches et observations de terrain ont constaté que l'ensemble des espèces présentes au sein des forêts de montagne remonte progressivement en altitude, et ce depuis plusieurs décennies. Ainsi, la vitesse moyenne de remontée des espèces dans les Alpes du Sud a été estimée à 13,6 m par décennie, les espèces les plus rapides étant les arbres et les arbustes (Bodin, 2010). Pourtant, l'augmentation des températures moyennes constatée sur cette période n'est pas le principal facteur responsable de cette remontée qui, si elle avait été proportionnelle à cette augmentation, aurait dû atteindre une vitesse de 89 m par décennie (Bodin, 2010). La progression en altitude de ces espèces et notamment du Sapin pectiné est ainsi principalement due au recul des pratiques sylvo-pastorales en haute montagne (Carcaillet & Muller, 2005 ; Beilhe *et al.*, 2009).

Variable : pluies acides

Les pluies acides des années 1970 ont entraîné un dépérissement non négligeable des essences résineuses, en particulier des Sapins et des Epicéas. La défoliation est dite grave à partir d'une perte de 25 % du feuillage, comme ce fut le cas de 26 % des Sapins pectinés et de 16 % des Epicéas du massif vosgien en 1984, par exemple (Bonneau, 1985). Mais ces dépérissements n'ont pas entraîné de fortes mortalités et, paradoxalement, l'état sanitaire des résineux s'est même amélioré depuis (Riou-Nivet, 2005). En réalité, ces pluies acides ont révélé le caractère limitant de certains sols : les sols pauvres et les sols à faible réserve utile en eau.

Au cours des 50 dernières années, les modifications liées aux changements climatiques n'atteignent pas encore les valeurs seuils fixées par la méthodologie bien qu'elles soient mises en cause dans le déplacement en altitude des niches écologiques des espèces qui composent ces habitats.

L'occurrence de phénomènes de pluies acides a entraîné de nombreux dépérissements mais ils n'ont plus lieu actuellement, les habitats de pessières et de sapinières sont évalués **Peu Concerné (LC)** selon le sous-critère C1.

C.2 Modification de paramètres abiotiques calculée ou estimée au cours des 50 prochaines années ou période de 50 ans incluant le présent et l'avenir :

Variable : Changements climatiques (augmentation des températures moyennes)

Le Sapin pectiné et l'Epicéa commun ont des amplitudes écologiques relativement faibles vis-à-vis des facteurs climatiques, en particulier au regard des températures. Ainsi, l'amplitude de températures moyennes annuelles favorables au développement de l'Epicéa est de 5,5°C (de 3°C à 8.5°C) et de 7°C pour le Sapin (de 6°C à 13°C) (Gomez, 2012). Or les estimations du réchauffement climatique donnent des valeurs comprises entre 3°C et 4,5°C d'augmentation d'ici 2100 (Piedallu *et al.*, 2009).

Ainsi, l'Epicéa ne serait préservé que sur des stations pour lesquelles la température moyenne annuelle est actuellement comprise entre 3°C et 5.5°C au maximum, voire entre 3°C et 4°C. Pour le Sapin pectiné, ce sont les stations où les températures moyennes annuelles sont actuellement supérieures à 10°C, voire 8,5°C, qui ne seront plus favorables à son développement. Plus globalement, les effets probables des changements climatiques vont rendre inadéquate aux sapinières et aux pessières une grande partie des stations situées au sein des aires de répartition actuelles des Sapins et des Epicéas.

Ainsi, en prenant en compte le scénario climatique A2 (+3.4°C en 2100, +2°C pour la période 2040-2070) émis par le GIEC, les surfaces favorables au Sapin pectiné au sein de son aire de répartition actuelle seront réduites de près de 60 % d'ici 2041-2070. Les zones concernées sont le Massif Central, les Pyrénées et le Sud des Alpes. Les sapinières implantées dans les Vosges, le Jura et le reste des Alpes seront globalement mieux préservées, où seules les stations de basse altitude sont menacées (Fig.18a).

Pour l'Epicéa, l'évolution des paramètres abiotiques en dehors des valeurs qui permettent son développement se fera de manière plus diffuse et pourrait concerner jusqu'à 85 % de son aire de répartition actuelle, d'ici la période 2041-2070. L'Epicéa se concentrerait alors dans les plus hautes altitudes du Jura, des Alpes et des Pyrénées, pour disparaître des plaines du Nord-Est et du Massif Central (Fig.18b).

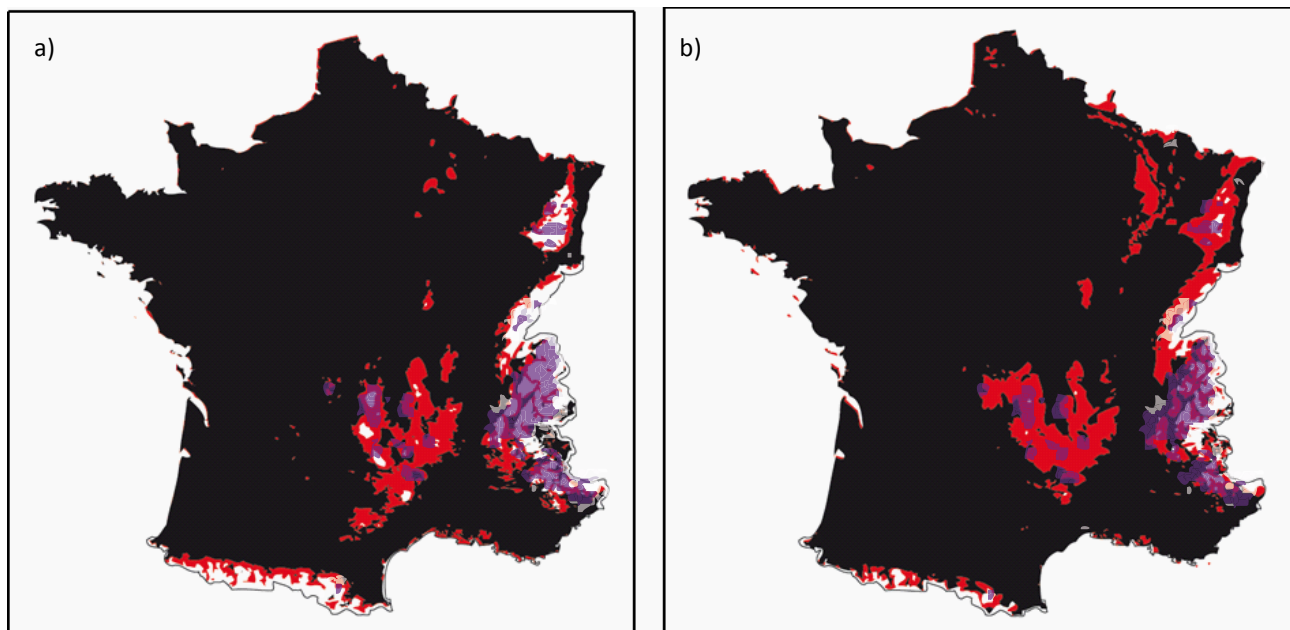


Figure 18 : Représentation des habitats de sapinières et de pessières (Rizzetto & Probst, non publié) et estimation des surfaces qui deviendront non favorables au Sapin (a) et à l'Epicéa (b) au cours de la période 2041-2070, par modélisation de présence/absence (0 ou 1), scénario A2 du GIEC et modèle climatique HadCM3 (Source : Piedallu *et al.*, 2009)

Au cours des 50 prochaines années, les espaces qui pourront être gagnés en altitudes ne compenseront pas les espaces de plaine et de basses altitudes sur lesquels les Sapins et les Epicéas ne trouveront plus de conditions favorables à leur développement. La sévérité relative peut être identifiée comme correspondant à la modification à 50 ans de l'amplitude thermique favorable au Sapin pectiné (7°C) et à l'Epicéa commun (5.5°C), liée à l'augmentation estimée de la température moyenne en France (2°C), soit respectivement 28 % et 36 %. On retiendra ainsi une sévérité relative globale pour ces habitats forestiers comme étant supérieure à 30 %. Quant à l'estimation de l'étendue concernée on retiendra une valeur supérieure à 80 %, soit l'étendue de l'aire de répartition de l'Epicéa affectée (85 %).

Ces deux valeurs conduisent à évaluer les sapinières et pessières métropolitaines comme **Vulnérable (VU)** pour le sous-critère C2.

C.3 Modification de paramètres abiotiques depuis le milieu du XVIIIème siècle (1750) selon les données disponibles :

Les principales dégradations abiotiques au sein de ces habitats forestiers sont apparues depuis les années 1970, avec les premiers effets des changements climatiques et de la pollution atmosphérique. Ces forêts actuelles sont en grande partie le résultat de reboisements de terrains qui ont été cultivés ou dédiés au pastoralisme mais les connaissances acquises ne permettent pas de mettre en évidence les différences physico-chimiques entre les sols de forêts de résineux anciennes et ceux des forêts plus récentes ainsi que les impacts de ces utilisations passées sur la composition floristique, la flore étant déjà naturellement limitée par l'acidité des sols de ces forêts (Dupouey *et al.*, 2002 ; Fuhr *et al.*, 2010).

Les conséquences de la jeunesse des sapinières et des pessières métropolitaines s'observent ainsi sur la structure et la composition des peuplements (peuplements réguliers et mélangés, absence de très vieux arbres, etc.) plutôt que sur leurs caractéristiques abiotiques.

La catégorie retenue pour le sous-critère C3 est **Peu Concerné (LC)**.

Critère D : Perturbations des processus et des interactions biotiques issues de modifications de paramètres biotiques

Le critère D comporte 3 sous-critères pour évaluer les perturbations des interactions biotiques qui ont lieu au sein de l'écosystème: au cours des 50 dernières années (D1), pour les 50 prochaines années ou période de 50 ans incluant le présent et l'avenir (D2), depuis 1750 ou date proche (D3). La catégorie de menace (VU, EN, CR) découle de l'intensité de la perturbation (sévérité relative ≥ 30 %, ≥ 50 %, ≥ 80 %) et de la proportion de l'écosystème qui est concernée (≥ 30 %, ≥ 50 %, ≥ 80 %). Pour C3, ces seuils sont ≥ 50 %, ≥ 70 %, ≥ 90 %. Le croisement des deux seuils les plus faibles d'étendue concernée et de sévérité relative n'est pas suffisant pour valider la catégorie VU.

D.1 Modification de paramètres biotiques au cours des 50 dernières années :

Variable : état sanitaire des Sapins pectinés et des Epicéas communs

Les dommages causés par les insectes ravageurs, comme par les champignons lignivores, se traduisent le plus souvent par une dégradation du feuillage des arbres ou par une perte de vitalité mais très rarement par une réelle mortalité (Nicolas, 2009). Ces pathogènes font partie intégrante de ces écosystèmes, au même titre que l'ensemble des insectes qui participent à leur fonctionnement. Les attaques de ravageurs sont des événements stochastiques dont les conséquences participent à la dynamique de régénération des écosystèmes forestiers par formation de trouées. La prolifération de ces ravageurs fait généralement suite à des événements climatiques extrêmes et peuvent alors représenter jusqu'à 50 % des dégâts occasionnés (Abgrall, 2000). Cette dynamique naturelle peut cependant être perturbée soit par l'invasion d'espèces allochtones, comme le dendroctone de l'Epicéa, soit par l'intensification des événements climatiques extrêmes qui fragilise considérablement les écosystèmes forestiers, alors plus sensibles aux attaques de ravageurs.

Le suivi du déficit foliaire des arbres à l'échelle nationale rend compte de l'évolution des conséquences de l'ensemble des perturbations qui les affectent (climatiques et pathogènes). L'analyse du déficit foliaire des Sapins et des Epicéas révèle principalement l'impact de la sécheresse de 2003, qui a été suivi par une augmentation de l'impact des attaques de scolytes (Fig.19).

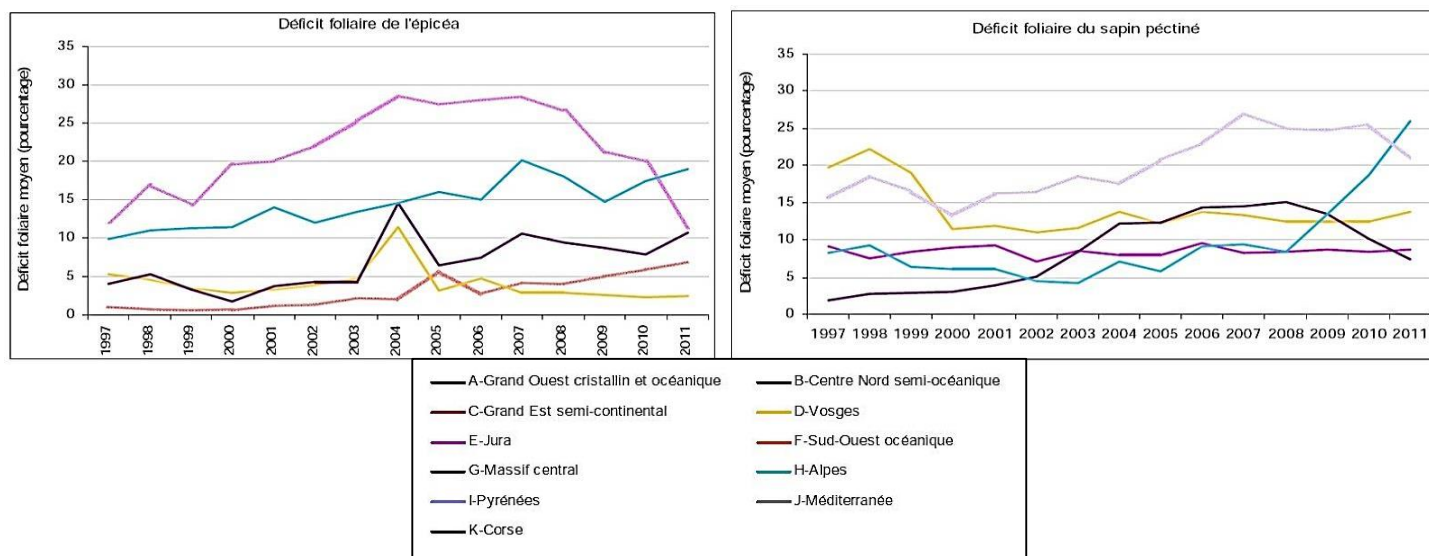


Figure 19 : Intensité du déficit foliaire de l'Epicéa et du Sapin pectiné entre 1997 et 2011 au sein des différents massifs forestiers français (Source : Département de la santé des forêts, 2011)

On observe également une tendance globale à l'augmentation du déficit foliaire au sein des massifs les plus méridionaux (Alpes, Massif Central et Pyrénées), pour les deux espèces. Ceci traduit une vulnérabilité plus forte des essences implantées en marge de leur aire naturelle de répartition.

L'Epicéa montre également un déficit foliaire important dans le Jura car il a été largement implanté sur des stations aux conditions moins optimales pour son développement mais, globalement, la vitalité des Sapins et des Epicéas n'est pas fortement dégradée. En effet, le taux moyen de déficit foliaire est de 10-15 % environ pour l'Epicéa et de 15 % pour le Sapin pectiné (DSF, 2011).

Variable : Augmentation de la pression d'herbivorie

Dans une forêt mature, la régénération des Sapins est favorisée car elle se fait à l'ombre des Epicéas. La plantule se développe alors dans un sous-bois relativement dense qui atténue les effets du froid et de l'abroustissement par les animaux herbivores, formant une sorte de refuge biotique (Milchunas & Noy-Meir, 2002). Cependant, les populations de grands herbivores n'ont jamais été aussi importantes qu'actuellement et il en résulte une forte perturbation de la régénération naturelle du Sapin pectiné (Heuzé *et al.*, 2005).

Le Sapin n'est pas un aliment de choix pour les cervidés mais il est beaucoup plus apprécié que l'Epicéa. Il est principalement brouté en hiver car il fait partie des premiers végétaux à émerger de la neige (Ballon *et al.*, 1999). De nombreuses observations ont montré que la proportion de régénération à dominance d'Epicéas peut être de 10 % supérieure sur des versants exposés Sud (privilegiés par les cervidés) que sur les autres versants (Heuzé & Klein, 2002 ; Guérin & Saint-Andrieux, 2002 ; Heuzé, 2002). Dans ces forêts où la pression d'abroustissement est forte, on note également une quasi-absence de Sapins de taille comprise entre 30 et 150 cm, hauteur limite au-dessus de laquelle l'abroustissement n'entraîne plus de mortalité de l'arbre (Heuzé, 2002). Ceci montre que l'intensification de la pression d'abroustissement est relativement récente.

La densité de cervidés est normalement contrôlée par la disponibilité de la ressource et par la pression des prédateurs de sorte que ces animaux exercent un stress continu sur les écosystèmes, moteur de leur régénération. Aujourd'hui, les seuls prédateurs sont les chasseurs alors que la ressource augmente du fait de l'expansion des forêts. Un réseau d'experts dédié aux ongulés sauvages (Réseau « ongulés sauvages ONCFS-FNC-

FDC ») a étudié l'évolution de l'occupation du territoire par le cerf élaphe, herbivore ayant le plus d'impact sur les espèces forestières. Bien que les effectifs ne soient qu'approximatifs, l'analyse de leur évolution reste pertinente (Fig.20).

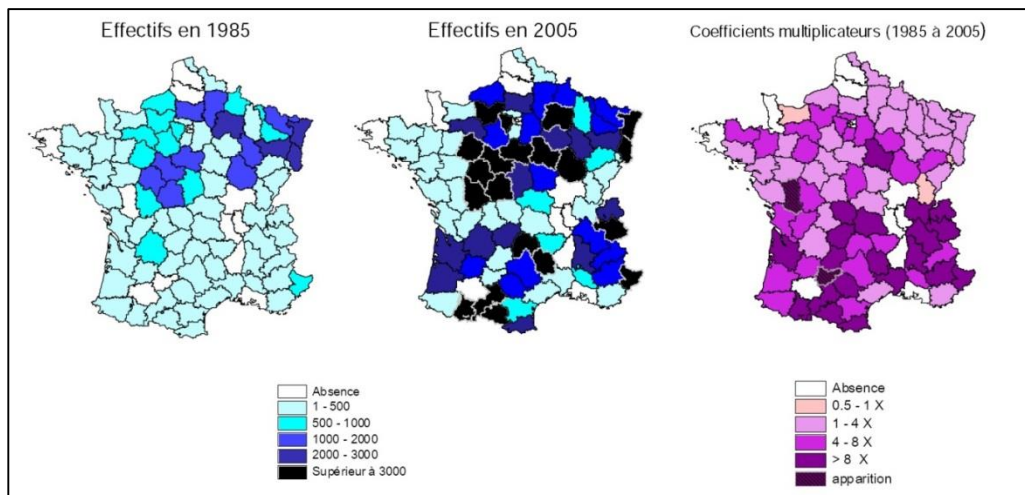


Figure 20 : Evolution des effectifs de cerfs élaphe entre 1985 et 2005 par département (Source : Pfaff & Saint Andrieux, 2008)

En termes de surface également, il est clairement établi que le cerf élaphe a principalement colonisé les milieux forestiers montagneux (Fig.21).

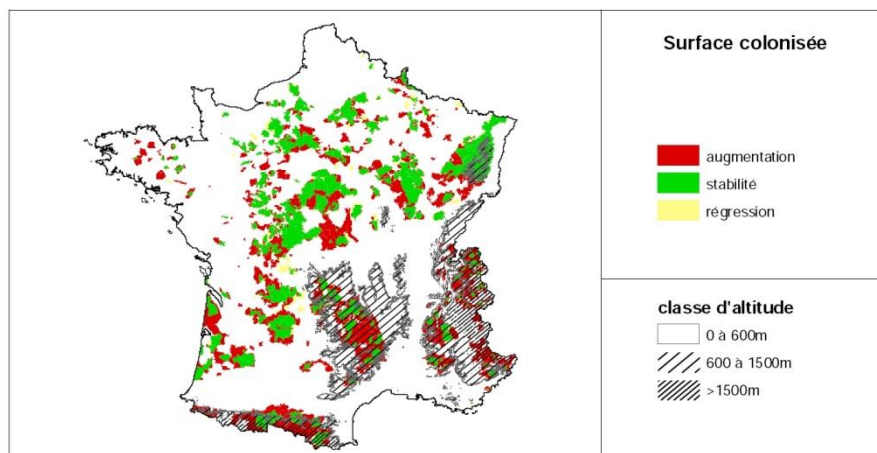


Figure 21 : Evolution des surfaces colonisées par le cerf élaphe entre 1985 et 2005 (Source : Pfaff & Saint Andrieux, 2008)

Les effets des cervidés sur la régénération forestière se ressentent très localement et peuvent varier selon les massifs, en fonction de la fréquentation des animaux et du déplacement de leurs zones d'intérêt. Il est donc relativement complexe de quantifier cette menace à l'échelle de l'ensemble des habitats forestiers de sapinières et de pessières.

De plus, ces effets varient également selon l'histoire sylvicole des peuplements, la régénération du Sapin étant favorisée par un couvert dense, par la présence d'une strate arbustive abondante et par une moindre représentation de l'Epicéa parmi les semenciers même dans un contexte de fort abroustissement (Heuzé, 2002). L'analyse de la documentation existante souligne néanmoins que la régénération naturelle du Sapin pectiné dans les forêts de montagne française est globalement en difficulté, de par les effets conjugués des pratiques de

gestion et de l'augmentation des effectifs d'animaux herbivores : ces écosystèmes ont évolué vers une domination des Epicéas. Il ne s'agit cependant que d'effets à court terme et la diversité des conditions de croissance du Sapin pectiné sur l'ensemble de la distribution de ces habitats forestiers est suffisante pour pérenniser l'existence de zones propices à son renouvellement (Boulanger, comm. pers.). A l'échelle spatio-temporelle des écosystèmes forestiers, la croissance actuelle des effectifs d'herbivores engendre un stress sur la régénération forestière mais ne peut à elle seule compromettre leur avenir (Heuzé, 2002).

La sévérité relative de cette perturbation peut être estimée comme étant inférieure à 30 % sur la totalité des sapinières et des pessières métropolitaines, bien qu'elle puisse être localement bien plus intense. Pour autant, nous retiendrons la catégorie **Données Insuffisantes (DD)** pour le sous-critère D1, les seuils critiques d'herbivorie étant en cours de définition et des suivis plus précis devant être conduits sur les populations de grands herbivores.

D.2 Modification de paramètres biotiques calculée ou estimée au cours 50 prochaines années ou période de 50 ans incluant le présent et l'avenir :

Variable : perturbation de la régénération naturelle

Les difficultés de régénération du Sapin pectiné causées par l'explosion des effectifs de grands herbivores sauvages peuvent être limitées à l'avenir par la mise en place d'autres modes de gestion, notamment de futaie irrégulière ou jardinée, localement favorisés par une réduction des effectifs de ces cervidés (Heuzé, 2002 ; Boulanger, 2010). Ces changements de pratiques sont en cours mais c'est un processus long et délicat car il implique une remise en question de la gestion actuelle des forêts et l'établissement de nouveaux objectifs sylvicoles, conciliant les attentes en termes de productivité, de biodiversité ou de services rendus. Il n'est alors pas possible d'estimer les effets à 50 ans de ces changements de pratiques, surtout dans un contexte de changements climatiques dont les conséquences sont encore imprévisibles.

Variable : état sanitaire des Sapins pectinés et des Epicéas communs

L'état sanitaire des Sapins et des Epicéas devrait être amené à se dégrader très largement du fait de l'élévation des températures moyennes, mais l'évolution en cours de leurs déficits foliaires ne traduit pas encore cette tendance, qui pourrait être brutale (Vennetier *et al.*, 2011).

La catégorie retenue pour le sous-critère D2 est **Données Insuffisantes (DD)**.

D.3 Modification de paramètres biotiques depuis le milieu du XVIIIème siècle (1750) selon les données disponibles :

Variable : perturbation des cycles sylvigénétiques

Les forêts de Sapins et d'Epicéas sont pour la plupart des forêts jeunes, résultant de politiques de reboisement des terrains de montagne puis de production de résineux. Il en résulte que les phases matures de ces forêts sont généralement constituées de peuplements régularisés issus de la cohorte initiale et sont en cours d'irrégularisation. Les pratiques de gestion se lancent également vers une application de la futaie irrégulière ou jardinée, ces évolutions vont alors dans le sens d'un rétablissement d'un fonctionnement plus « naturel » de ces écosystèmes.

Le sous-critère D3 est évalué **Peu Concerné (LC)**.

Critère E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement

Il n'existe aucun modèle qui puisse prendre en compte l'ensemble des variables déterminantes pour évaluer la probabilité d'effondrement des sapinières et des pessières en France métropolitaine. Les modèles existant sont des modèles capables de représenter l'évolution probable des aires de répartition potentielles de ces espèces et ne prennent en considération que certains paramètres climatiques (température, précipitation) et édaphiques (propriété des sols).

Conclusion

Les sapinières et pessières métropolitaines se révèlent relativement vulnérables face aux évolutions à venir du climat. Plusieurs facteurs expliquent cette vulnérabilité, notamment l'autoécologie particulière des Sapins et des Epicéas, espèces structurantes de ces écosystèmes, et l'impact de l'action anthropique sur leur répartition et leur structuration.

Ainsi, le développement des Sapins et les Epicéas n'est possible qu'au sein d'une gamme de températures moyennes annuelles relativement restreinte et ils sont très sensibles aux sécheresses estivales. Bien que ces essences montrent qu'ils ont la capacité de remonter en altitude pour suivre leurs optimums écologiques, les surfaces libres en altitude ne compenseront pas l'étendue des zones qui leur deviendront défavorables ailleurs.

L'action de l'homme a aggravé cette vulnérabilité car la gestion forestière instaurée depuis le XIX^{ème} siècle a œuvré pour étendre la distribution de pessières et des sapinières jusqu'aux limites des capacités d'adaptation des Sapins et des Epicéas. Ces zones conquises sont alors autant de zones qui ne seront plus propices au développement de ces essences à l'avenir. Cette gestion a de plus favorisé l'Epicéa qui s'avère être encore moins tolérant que le Sapin sur des stations non adaptées, en termes de disponibilité en eau ou d'instabilité thermique.

Les sapinières et pessières métropolitaines apparaissent ainsi **Vulnérable (VU)** selon la méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN.

Les sapinières et pessières métropolitaines	Critère A	Critère B	Critère C	Critère D	Critère E
Sous-critère 1	LC	LC	LC	NT	DD
Sous-critère 2	DD	LC	VU	DD	
Sous-critère 3	LC	LC	LC	LC	

Personnes ressources :

Anne Probst : EcoLab, CNRS-Université Toulouse
Christian Piedallu : LERFOB, AgroParisTech-ENGREF
Daniel Vallauri : WWF France
Jean-Luc Flot : Département de la Santé des Forêts
Manuel Nicolas : ONF, réseau RENECOFOR

Nicolas Drapier : ONF
Simon Rizzetto : EcoLab, CNRS-Université Toulouse
Vincent Boulanger : ONF
Vincent Perez : LERFOB, AgroParisTech-ENGREF

Les chênaies sclérophylles méditerranéennes de Chêne vert (*Quercus ilex woodland*) (EUNIS Niveau 4 : G2.12)

Classification

EUNIS : Les « chênaies à *Quercus ilex* » (G2.12) font partie du type d'habitats « *Mediterranean evergreen Quercus woodland* » (G2.1), forêts et boisements où dominent les espèces arborescentes sempervirentes du genre *Quercus* (Davies *et al.*, 2004).

les chênaies à Chêne vert (*Quercus ilex* L.) et les chênaies à Chêne-liège (*Quercus suber* L.) sont les deux habitats déclinés de ce type d'habitats (Louvel *et al.*, 2013).

IUCN Habitats classification scheme (Version 3 .1) : Forêt tempérée.

Type d'habitats d'intérêt communautaire : Les chênaies sempervirentes méditerranéennes sont également représentées par deux habitats d'intérêt communautaire en France (Bensettiti *et al.*, (Coord) 2001) :

- Habitat 9330 : Forêts à *Quercus suber*
- Habitat 9340 : Forêts à *Quercus ilex* et *Quercus rotundifolia*

Description

Les groupements forestiers de Chêne vert correspondent en France au stade de maturité de leur série de végétation. Bien souvent, du fait de l'exploitation directe par l'homme, d'un pâturage excessif ou d'incendies récurrents, ces forêts ne se trouvent plus qu'à l'état de taillis bas appelés « matorrals arborescents », voire à des états plus dégradés de maquis ou de garrigues, selon le type de sol.

Ces formations dégradées peuvent représenter des faciès de transition au sein de la série de végétation du Chêne vert. Dans le cas où les pressions anthropiques auraient diminuée, elles traduisent une recolonisation par la forêt. Elles peuvent à l'inverse représenter un stade « bloqué » de la végétation lorsque la dégradation et l'appauvrissement des sols ont été trop importants, après plusieurs incendies sur une courte période par exemple (Rigolot, 1997 ; Quézel & Médail, 2003).

La classification EUNIS répertorie les matorrals dans une autre catégorie, celle des « Maquis, matorrals arborescents et fourrés thermo-méditerranéens » (F5), les « matorrals à *Quercus* » (F5.1) figurant parmi les « matorrals arborescents » (F5.1) et regroupant les matorrals à Chêne-liège et à Chêne vert.

Le biote caractéristique

Le Chêne vert (*Quercus ilex* L.), aussi appelé Yeuse, est une espèce méditerranéo-atlantique qui comme le Chêne-liège a besoin d'une importante luminosité et d'une température moyenne relativement élevée pour se développer, soit supérieure à 10°C. Le Chêne vert a cependant la capacité de modifier l'aspect de ses feuilles pour s'adapter à différentes contraintes : petites et piquantes lorsque celui-ci est implanté sur des milieux secs, lumineux ou fortement pâturés, grandes et lisses en station ombragée et humide. Le Chêne vert est également résistant aux courtes périodes de froid intense et il pousse le plus souvent sur des sols calcaires. La forêt de Chênes verts est aussi appelée *Yeuseraie*. L'espèce Chêne vert (*Quercus ilex* L.) a été par ailleurs évaluée **Préoccupation-Mineure (LC)** au niveau mondial, d'après la Liste rouge des espèces menacées de l'UICN appliquée aux espèces de chênes (Oldfield & Eastwood, 2007).

Le Chêne kermès (*Quercus coccifera* L.) est une espèce particulière qui se présente souvent sous forme d'arbuste mais parfois également comme une essence arborescente. Le Chêne kermès est l'espèce arbustive caractéristique de la garrigue méditerranéenne, où l'on retrouve également le Chêne vert et le Chêne-liège.

La région méditerranéenne fut une zone refuge pour beaucoup d'espèces végétales lors des différentes périodes de glaciation du quaternaire, y compris durant le dernier maximum glaciaire il y a 20.000 ans. Les espèces

anciennes ont ainsi pu résister et cohabiter avec de nouvelles espèces issues de croisements naturels et d'hybridations, ce qui fait qu'aujourd'hui la flore méditerranéenne y est à 50 % endémique et extrêmement riche, autant du point de vue du nombre d'espèces que de la diversité génétique au sein des différentes espèces (FAO, 2013).

En forêt de Chêne vert, la flore est principalement composée d'arbustes et de plantes sclérophylles et lauriphyllées dont les lauriers (*Laurus nobilis* L., *Viburnum tinus* L.), le Nerprun alaterné (*Rhamnus alaternus* L.), l'Arbousier (*Arbutus unedo* L.), la Salsepareille (*Smilax aspera* L.), certains chèvrefeuilles (*Lonicera* spp.) ou encore les orchidées (*Cephalanthera rubra* L., *Epipactis microphylla* SW.).

La particularité de cet écosystème sclérophylle est qu'il n'est composé que d'une unique communauté végétale, dans une certaine limite d'état de dégradation, et non d'une succession de stades. On parle alors d'« *autosuccession* ». Ainsi, après une perturbation telle un incendie, la végétation suit un modèle de « *Composition floristique initiale* », ce qui signifie que toutes les espèces sont immédiatement présentes après l'évènement, la plupart se régénérant par rejet de souche. Par la suite, seule l'abondance relative de chaque espèce pourra quelque peu évoluer (Trabaud, 1996 ; Quézel & Médail, 2003).

Souvent, les chênaies vertes ont succédé à des pinèdes de pin méditerranéen, Pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) ou Pin maritime (*Pinus pinaster* Aiton.), ces derniers pouvant subsister comme individus isolés ou en tant qu'essences secondaires. Les stations les plus humides ou à sols riches et profonds peuvent accueillir des Chênes pubescents (*Quercus pubescens* Willd.), qui peuvent également se supplanter aux forêts de Chêne vert en cas d'absence prolongée de perturbation, bien qu'ils soient plus adaptés à l'étage supra-méditerranéen (ONF, 2006 ; Rameau *et al.*, 2008).

Les chênaies sempervirentes sont des habitats riches en mammifères, oiseaux, amphibiens et reptiles. Une soixantaine d'espèces de vertébrés y sont ainsi répertoriés. Cependant, aucune de ces espèces ne leur sont strictement inféodées et seules quelques-unes ont un rôle direct au sein de cet écosystème (Orsini & Cheylan, 1996). De plus, les dynamiques de leurs populations peuvent être différentes en fonction de l'évolution du peuplement.

Il a ainsi été montré qu'à mesure que le peuplement vieillit et que le couvert végétal se ferme, le nombre d'espèces de reptiles observé diminue, passant d'une dizaine d'espèces en garrigue à 3 espèces en futaie : l'Orvet (*Anguis fragilis*), la Couleuvre d'Esculape (*Elaphe longissima*) et le Léopard des murailles (*Podarcis muralis*). Le nombre d'espèces d'oiseaux augmente quant à lui de 10 espèces en garrigue à 23 espèces en futaie, ces dernières étant en revanche moins rares ou menacées que les espèces de garrigue. Parmi ces oiseaux, deux espèces ont un rôle majeur : il s'agit du Geai des chênes (*Garrulus glandarius*) qui participe à la dissémination des chênes par l'intermédiaire de ses caches de glands, et du Pigeon ramier (*Columba palumbus*) par sa consommation directe des glands. Le vieillissement des peuplements de Chêne vert profite également à la Mésange bleue (*Cyanistes caeruleus*) et à la Sittelle torchepot (*Sitta europaea*) ainsi qu'aux chiroptères, notamment la Pipistrelle commune (*Pipistrellus pipistrellus*) et la Pipistrelle de Nathusius (*Pipistrellus nathusii*) du fait de l'augmentation du nombre de micro-habitats.

Les sangliers et certains rongeurs ont un impact conséquent sur la régénération du Chêne vert. En effet, une population de 50 mulots peut par exemple consommer jusqu'à 65 kg de glands par hectare au cours de la période hivernale, alors que la production d'un peuplement de Chêne vert est comprise entre 100 et 1200 kg/ha, selon la densité et l'âge des individus (Orsini & Cheylan, 1996).

L'environnement abiotique

Le climat méditerranéen se caractérise par des périodes estivales très sèches et chaudes, ainsi que par des hivers doux et humides. Les chênaies sempervirentes méditerranéennes se développent à partir de précipitations moyennes annuelles supérieures à 750 mm (ou 300 mm durant la période de végétation) et lorsque la moyenne des températures les plus faibles du mois le plus froid n'est pas inférieure à -3°C.

Les chênaies méditerranéennes se développent ainsi sous des bioclimats humides, sub-humides et parfois semi-arides, caractéristiques des étages méso-méditerranéens. Le domaine méso-méditerranéen forme une bande

continue allant des Pyrénées à l'Italie et qui s'étend du littoral jusqu'au pied des moyennes montagnes intérieures, entre 600m et 800m d'altitude.

Ces forêts peuvent également s'implanter jusque dans les vallées du thermo-méditerranéen, étage typique des régions littorales du Sud du bassin méditerranéen mais localement présent sur la Côte d'Azur et en Corse (Quézel, 1976). Des forêts sclérophylles sont aussi présentes, mais plus localement, à l'étage supra-méditerranéen ainsi qu'en domaine Atlantique, uniquement entre le rebord Sud-Ouest du Massif Central et les limites du bassin aquitain, sur des versants chauds et des sols superficiels ou sableux.

Processus clés

Les forêts sclérophylles sont spontanées ou succèdent naturellement aux formations forestières pionnières que sont les pinèdes méditerranéennes, notamment de Pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.), ou en Corse de Pin mésogéen (*Pinus pinaster* Aiton subsp. *hamiltonii* (Ten.) Villar.). Cette succession peut être accélérée suite au défaut de régénération des pins après un incendie ou une attaque parasitaire majeure, telle que celle de la Cochenille du pin (*Matsucoccus feytaudi*), très active en Corse. Les espèces qui composent ces forêts sclérophylles sont en effet particulièrement aptes à se développer sur des sols appauvris, ou anciennement cultivés ou pâturés (Jacquet & Prodon, 2009).

Dans certaines forêts sclérophylles humides et sub-humides de l'étage méso-méditerranéen non perturbées depuis plus de 50 ans, on observe une colonisation par des arbres à feuilles caduques, associée à une disparition des arbustes typiques des matorrals, un remplacement des espèces pré-forestières et une augmentation du taux d'herbacées pérennes (Quézel & Médail, 2003). Ces essences caducifoliées et surtout le Chêne pubescent (*Quercus pubescens* Willd.), y montrent une germination plus efficace que les essences sclérophylles, ce qui traduit leur caractère dominant sur ces stations particulières ou en limite de l'étage supra-méditerranéen.

Les forêts sclérophylles obéissent de manière générale à un modèle de résistance de la végétation, alors que les forêts caducifoliées articulées autour du Chêne pubescent correspondent au stade d'équilibre de la série de végétation en station riche, humide et en l'absence de perturbations (Tatoni *et al.*, 1999). Le Chêne vert est en effet plus plastique que le Chêne pubescent, ce dernier étant plutôt caractéristique du supra-méditerranéen et ne pouvant pas s'implanter sur des sols à faible réserve hydrique ou très superficiels. Les deux espèces partagent néanmoins une partie de leurs niches écologiques (Curt & Marsteau, 1997).

Les forêts sclérophylles représentent ainsi les formations caractéristiques du stade d'équilibre de la végétation pour les stations à fortes contraintes hydriques et édaphiques, soit la majeure partie de l'étage méso-méditerranéen.

Les forêts sclérophylles se régénèrent après un incendie par un processus appelé « *autosuccession* » : ce sont les espèces déjà présentes avant le passage du feu qui vont se régénérer pour reformer la même biocénose, sans succession de différentes communautés végétales ou relais floristiques. La biomasse végétale va ensuite croître progressivement et seule l'abondance relative de chaque espèce au sein de la communauté végétale peut varier (Trabaud, 1996 ; Vallejo, 2005). Les incendies régulent l'activité des communautés microbiennes car celle-ci est principalement contrôlée par la dynamique de la végétation : la diminution de la biomasse végétale ralentit la dynamique de la matière et ainsi l'appauvrissement des sols (Guénon, 2010).

Les activités pastorales, la conduite de taillis et de débroussaillage par le feu ont fortement favorisé ce type de forêt. L'accentuation des régimes de perturbation occasionnée par ces activités a en effet favorisé le processus d'autosuccession et provoqué une érosion et un amincissement des sols, contraignant l'installation des essences caducifoliées au profit des sclérophylles.

Les incendies apparaissent ainsi comme des perturbations favorisant le maintien de chênaies sclérophylles. Les dégradations entraînées par un unique incendie restent en effet comprises dans le domaine de variabilité naturelle de cet écosystème, quelle que soit son intensité. Un unique incendie ne peut ainsi pas remettre en cause la régénération du peuplement (Jacquet & Prodon, 2009).

Distribution

Les chênaies sempervirentes de Chêne vert et de Chêne-liège s'étendent principalement au sein de l'étage méso-méditerranéen de l'arrière-pays méditerranéen, du littoral jusqu'au pied des moyennes montagnes intérieures et de l'étage supra-méditerranéen. Ces chênaies sont également présentes en Corse au même étage climatique, ainsi que de manière plus diffuse dans le massif aquitain, à l'intérieur du massif des Landes de Gascogne et en bordure Sud-Ouest du Massif-Central (Fig.22). Les matorrals arborescents ne sont pas représentés sur cette cartographie.

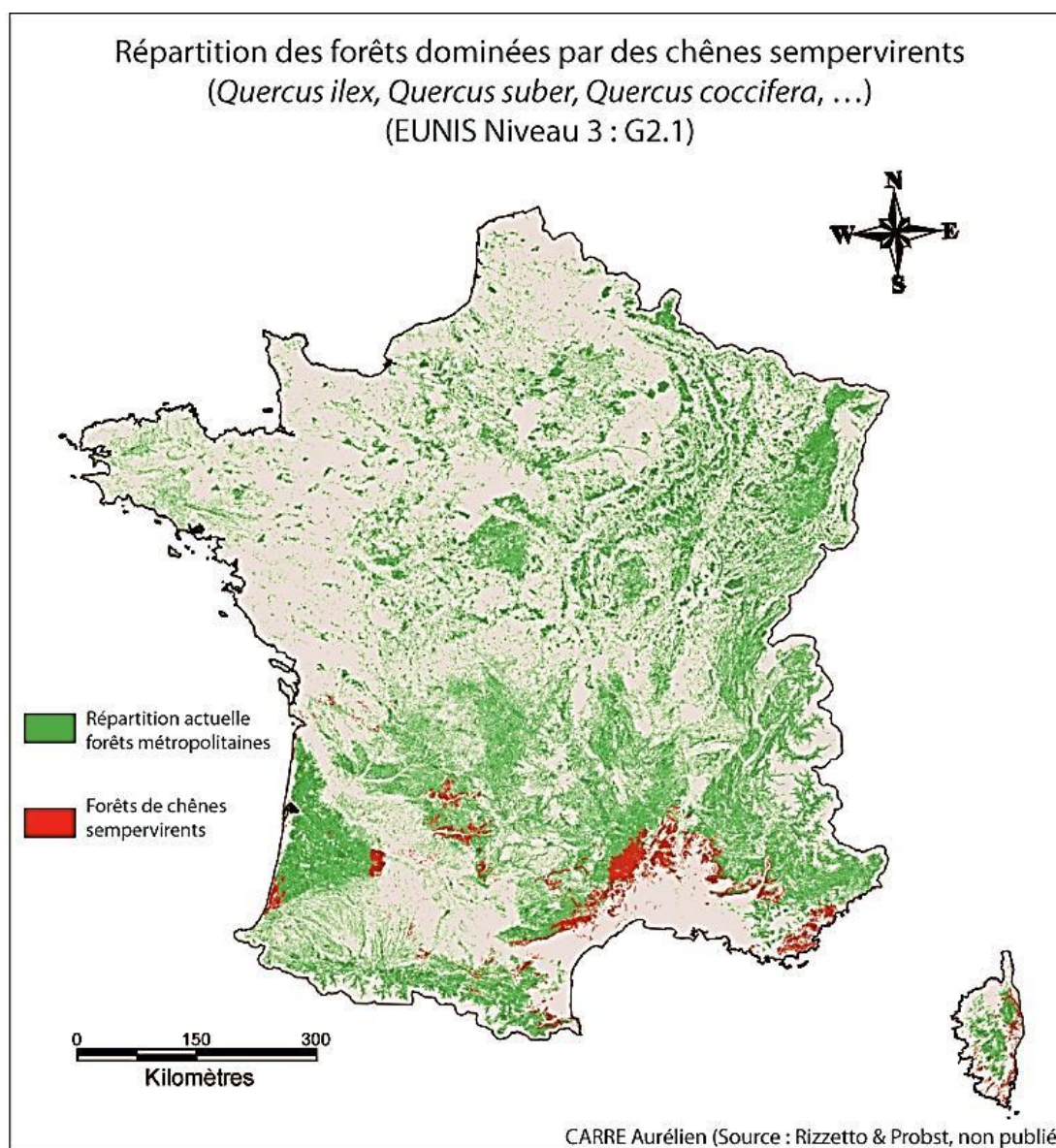


Figure 22 : Répartition des chênaies sempervirentes en France métropolitaine
(Source : Rizzetto & Probst, non publié)

Menaces

Trois phénomènes peuvent théoriquement conduire à l'effondrement des forêts sclérophylles méditerranéennes :

1. l'augmentation de la fréquence des incendies ;
2. l'intensification des activités anthropiques en termes d'urbanisation ou d'exploitation des forêts ;
3. l'aridification du climat méditerranéen en conséquence des changements climatiques.

Augmentation du nombre de « très grands incendies » :

La vulnérabilité d'un écosystème forestier face aux incendies dépend de l'intensité du feu, de leur récurrence et de la vitesse de régénération du couvert végétal, qui déterminera la durée pendant laquelle le sol sera exposé à un risque d'érosion. L'intensité d'un incendie peut être calculée en kW par mètre de front de feu et dépend de la hauteur des flammes. Ainsi, les incendies peuvent être catégorisés comme faible, moyen ou fort, une intensité de front de feu comprise entre 200 et 2000 kW.m⁻¹ caractérisant les incendies moyens (Curt *et al.*, 2013).

La fréquence d'incendies maximale correspondant à la capacité de résilience des forêts de Chêne vert a été déterminée à un feu tous les 30 à 50 ans (Jacquet & Prodon, 2009). Une fréquence d'incendies trop élevée provoquerait un blocage de la formation végétale à l'état de matorral. Le dépassement de cette fréquence maximale est ainsi la seule variable pouvant conduire à un effondrement de l'écosystème causé par des incendies.

La lutte contre les incendies, opérée en France depuis les années 1970, a été relativement efficace au sein de la région méditerranéenne. En effet, le nombre d'incendies comme l'étendue des superficies brûlées diminuent chaque année depuis 1973, à l'exception des années particulièrement propices aux incendies comme 2003. Cette lutte a des conséquences paradoxales, car l'attaque systématique des départs de feux entraîne une augmentation de la biomasse végétale au sein des écosystèmes méditerranéens, que ce soit des forêts, des matorrals ou des garrigues.

Ainsi, lors de périodes exceptionnellement sèches, les incendies qui se développent sont plus nombreux et surtout plus intenses que s'ils avaient pris naissance dans des milieux dégradés ou récemment affectés par un autre incendie. Les dispositifs de lutte n'ont alors plus la capacité de lutter contre les départs de feu ou contre la propagation des incendies qui vont pouvoir ravager d'importantes surfaces de végétation. La lutte systématique contre les départs de feu a ainsi entraîné une recrudescence des très grands incendies (Ganteaume & Jappiot, 2013 ; Curt *et al.*, 2013).

Ce fut particulièrement le cas en 2003. On remarque en effet que les surfaces incendiées cette année-là sont de très loin supérieures à la moyenne des surfaces incendiées sur la période 1973-2012, tout comme le nombre d'incendies de plus de 100 ha. Par contre, le nombre total de départs de feux reste compris dans la moyenne. Cette année particulièrement sèche et chaude est souvent citée comme représentative du futur climat méditerranéen, il est ainsi probable que les très grands incendies soient plus fréquents et encore plus dévastateurs à l'avenir (Rebetez *et al.*, 2006).

Si les pratiques agricoles ayant recours à des mises à feu ont fortement régressé au cours des dernières décennies, les incendies accidentels sont toujours nombreux et sont liés à la forte croissance de l'urbanisation en région méditerranéenne, en particulier des zones appelées « interfaces habitat-forêt » (Lampin-Maillet *et al.*, 2009). De nombreux travaux de recherche ont analysé ces zones d'interface, en faisant concorder des cartographies des zones urbanisées avec les données relatives à la localisation des incendies, leur fréquence et leur étendue. Ils révèlent que les habitats diffus et isolés représentent les types d'interfaces les plus susceptibles d'être à l'origine d'incendies de forêts. Or les régions françaises méditerranéennes sont particulièrement confrontées au phénomène d'étalement urbain et de croissance de l'habitat diffus. On peut donc s'attendre à une intensification du risque d'incendie à l'avenir (Avon *et al.*, 2008 ; Lampin *et al.*, 2011).

Augmentation du risque de sécheresse :

Les différents scénarios climatiques, élaborés pour le siècle à venir, annoncent pour la zone méditerranéenne une augmentation des températures moyennes mais surtout, une diminution des précipitations annuelle accompagnée d'une baisse du nombre de jours de pluies. La période estivale sera davantage concernée par ces changements, avec une diminution plus importante des précipitations d'été et une augmentation plus marquée des températures maximales. Ceci concourt ainsi à une augmentation du risque de sécheresse (Rigolot, 2008).

Les forêts sclérophylles méditerranéennes sont des écosystèmes très bien adaptés aux conditions de sécheresse et sont capable de se développer sur des sols à forts déficits hydriques. Pourtant, de nombreux Chênes verts montrent déjà des symptômes liés à la sécheresse en zone méditerranéenne : leur déficit foliaire augmente chaque année alors que la taille de leurs feuilles diminue (Goudet, 2011). Ceci traduit une adaptation des arbres à la sécheresse, par la réduction de leur surface foliaire. Des expérimentations ont cependant montré que les ajustements fonctionnels du Chêne vert, relatifs à l'augmentation de la sécheresse, ne diminuent en rien sa vulnérabilité au stress hydrique (Limousin *et al.*, 2010).

Plusieurs travaux réalisés sur l'évolution potentielle de l'aire de répartition du Chêne vert estiment pourtant qu'elle devrait s'étendre considérablement d'ici 2100, il serait en effet capable de s'implanter plus largement en Aquitaine et sur tout le littoral Atlantique, ainsi qu'en plaine jusqu'au Nord de la Loire (Badeau *et al.*, 2007). Le maintien du Chêne vert en zone méditerranéenne reste inconnu à cette échéance, dans la mesure où il n'existe actuellement aucune station de Chêne vert dont les caractéristiques climatiques et édaphiques pourraient être comparables à ce qui est prévu en 2050 ou 2100. Il est néanmoins possible que les Chênes verts pourront, dans un premier temps, se substituer aux autres essences méditerranéennes moins résistantes.

L'intensification des sécheresses estivales aura probablement pour principal effet d'augmenter la fréquence des incendies en zone méditerranéenne, ce qui reste la principale menace pour les forêts de Chêne vert.

Dynamique « post-culturelle » :

« La Méditerranée est l'écorégion française qui a subi les plus anciennes et les plus vastes transformations de son boisement » (Vallauri *et al.*, 2009). Les formations végétales que l'on y trouve sont issues d'interactions avec les activités humaines dont l'influence s'exerce en Méditerranée depuis plusieurs millénaires. Les chênaies sclérophylles ont ainsi été favorisées par le pastoralisme et l'agriculture sur brûlis, ces deux pratiques empêchant toute autre régénération que celle par rejet de souche. Cette progression s'est faite aux dépens des forêts de Chêne pubescent, dont l'extension maximale aurait été atteinte entre 9250 BP et 6800 BP (Bonin & Romane, 1996). L'histoire de la végétation méditerranéenne montre également que jamais les chênaies sclérophylles n'ont autant supplanté les forêts caducifoliées qu'à la fin du XIX^{ème} siècle et qu'elles sont, depuis, en régression (Bonin & Romane, 1996).

Les forêts de Chêne vert sont des écosystèmes très résistants mais relativement peu productifs, l'accroissement annuel de la biomasse y est en effet plus faible que dans beaucoup d'autres écosystèmes forestiers. Ces forêts ont pourtant été largement exploitées pour la production de bois de chauffe, ou de tanin, par écorçage. Les Yeuseraies étaient ainsi exploitées par coupes à blanc périodiques avec des rotations auparavant très courtes, moins de 12 ans avant 1860. Puis, l'évolution des usages du bois et la baisse de leur rentabilité ont progressivement conduit à l'allongement de ces rotations, jusqu'à 50 ans aujourd'hui, mais surtout à un abandon quasi-généralisé de l'exploitation du Chêne vert au cours des années 1960 (De Maupeou & Zeraia, 2002 ; ONF, 2006). Ces pratiques de taillis simples sont à l'origine de l'aspect « dégradé » qu'ont longtemps eu les forêts de Chêne vert. Les vieilles chênaies vertes sont très rares et seuls quelques massifs ont pu atteindre un stade mature. Par conséquent, l'essentiel des peuplements, longtemps exploités, se présentent encore aujourd'hui sous la forme de taillis dégradés.

L'importante déprise rurale à la fois pastorale, agraire et forestière que connaît la région méditerranéenne française depuis la fin du XIX^{ème} siècle, et de manière encore plus intense depuis la fin de la seconde guerre mondiale, a amené la végétation à suivre une dynamique qualifiée de « post-culturelle ». Cette dynamique se traduit par la fermeture de milieux ouverts, gagnés par les forêts sclérophylles et les pinèdes pionnières à Pin d'Alep et Pin maritime, ainsi que par une maturation des peuplements forestiers sclérophylles suite à l'arrêt de leur exploitation (Tatoni *et al.*, 1999).

Cette maturation entraîne une évolution des peuplements de Chênes verts vers la futaie sur souche, avec l'apparition du chêne pubescent dans les stations humides ou à sols riches et des questionnements sur la capacité de régénération naturelle de ces nouvelles formations de Chêne vert (Ducrey, 1996 ; Panaïotis, 1996 ; Vernet *et al.*, 2002).

Artificialisation et fragmentation des massifs forestiers :

L'artificialisation des espaces naturels est une des principales menaces anthropique qui pèse sur les écosystèmes méditerranéens. En effet, bien que les espaces ruraux aient été principalement confrontés à un exode rural massif et que les régions littorales concentrent une grande majorité de la population (95 % dans le département des Alpes-Maritimes), les zones d'habitation se propagent désormais hors des agglomérations urbaines. L'arrière-pays méditerranéen subit ainsi une pression d'urbanisation sans précédent (Médail & Diadema, 2006).

La multiplication de l'habitat diffus et isolé et l'artificialisation croissante des espaces naturels périurbains sont de nouvelles pressions qui s'exercent sur les forêts méditerranéennes de Chêne vert. Ces pressions sont responsables d'une régression de leur superficie mais surtout d'une importante fragmentation des massifs forestiers, facteur de dérangement des espèces et de nuisance à leurs déplacements, d'augmentation du risque d'incendies et globalement, de perturbation du fonctionnement de ces écosystèmes.

Des travaux sont en cours pour représenter cartographiquement l'évolution des interfaces habitat-forêt au cours des dernières décennies, en région méditerranéenne française. (Long-Fournel *et al.*, 2013).

Application de la méthodologie de la « Liste rouge des écosystèmes de l'UICN »

Critère A : Réduction de la distribution spatiale

Le critère A comporte 3 sous-critères pour évaluer la réduction de l'étendue de l'écosystème : au cours des 50 dernières années (A1), pour les 50 prochaines années ou période de 50 ans incluant le présent et l'avenir (A2), depuis 1750 ou date proche (A3). Les seuils retenus pour les différentes catégories (VU, EN, CR) sont $\geq 30\%$, $\geq 50\%$, $\geq 80\%$ pour A1 et A2, $\geq 50\%$, $\geq 70\%$, $\geq 90\%$ pour A3.

A.1 : Evolution au cours des 50 dernières années :

La superficie des formations à Chêne vert était estimée à 300.000 ha en France en 1988 (Romane, 1988), 340.000 ha en 1996 (Bonin & Romane 1996) et 400.000 ha en 2013, selon les estimations de l'Inventaire Forestier National concernant les forêts monospécifiques de Chêne vert (taux de couvert libre relatif supérieur à 75 %) (IGN, 2013). Les chênaies vertes auraient donc vu leur superficie augmenter au cours des 50 dernières années. En effet, elles correspondent toujours au stade d'équilibre de la végétation, pour grande partie de l'étage méso-méditerranéen. De plus, la zone favorable à leur implantation est en expansion, du fait des changements climatiques (Badeau *et al.*, 2007).

L'importante déprise rurale de la région méditerranéenne française, qui s'est intensifiée au début des années 1960, ainsi que les changements sociétaux en matière d'utilisation de la ressource en bois, se sont traduits par un net ralentissement de l'exploitation forestière et par l'abandon de terres dédiées au pastoralisme. Ceci a favorisé à la fois la maturation des forêts sclérophylles et leur progression sur les milieux ouverts. La maturation de ces peuplements a également été rendu possible grâce aux moyens humains de lutte contre les incendies mis en œuvre, qu'il s'agisse d'incendies naturels, accidentels ou criminels. Ils ont en effet permis de limiter la propagation des départs de feux et de fortement restreindre les surfaces incendiées chaque année.

Les chênaies sclérophylles de Chêne vert sont par conséquent évaluées **Peu-Concerné (LC)** selon le sous-critère A1.

A.2 Evolution calculée ou estimée au cours des 50 prochaines années ou période de 50 ans incluant le présent et l'avenir :

Les modèles de niche relatifs à l'évolution potentielle de l'aire de répartition du Chêne vert montrent une large extension de celle-ci au Nord et à l'Ouest de la région méditerranéenne, vers la côte Atlantique et jusqu'au Nord de la Loire (Badeau *et al.*, 2007). Ces modèles ne sont illustrés que par les modèles des différents scénarios climatiques et ne prennent pas en compte de nombreux paramètres, comme l'évolution du taux de CO₂ dans l'atmosphère, la variabilité génétique des espèces concernées, les changements de régimes de perturbations biotiques ou abiotiques et notamment des incendies, ou encore les capacités de migration des espèces.

De plus, ces modélisations se basent sur l'évolution de certains paramètres climatiques déterminant pour la présence des essences étudiée. Or, le climat prévu en 2100 pour la région méditerranéenne est indiqué comme présentant des paramètres climatiques qui sont au-delà de la gamme d'observation actuelle, c'est-à-dire qu'il y est prévu un climat qui n'est pour l'instant observé à aucun endroit en France où le Chêne vert pourrait être présent.

Le sous-critère A.2 est par conséquent évalué **Données Insuffisantes (DD)**.

A.3 Evolution historique récente, depuis le milieu du XVIIIème siècle (1750) selon les données disponibles :

L'évolution depuis 1878 des surfaces forestières dominées par le Chêne vert en région PACA montre que ces forêts ont connu de légères variations mais pas de régression notable (Tatoni *et al.*, 1999). Il a ainsi été estimé que le Chêne vert devait recouvrir plus de 125.000 ha en 1907, contre 83.000 ha en 1978. Il aurait ensuite de nouveau progressé jusqu'à recouvrir quelques 100.000 ha en 1993 (Barbéro, 1995 ; Bonin & Romane, 1996).

Ce constat est le même pour les autres régions où sont présentes ces forêts, notamment en Corse où les formations de Chêne vert ont atteint leur répartition actuelle il y a près de 1.500 ans.

Les forêts sclérophylles méditerranéennes ont connu leur maximum d'extension vers la fin du XIX^{ème} siècle, date à partir de laquelle les effets de la déprise qui a affecté le monde rural du Sud de la France ont permis la progression des pinèdes à Pin d'Alep et le retour du Chêne pubescent en basse altitude, à l'étage méso-méditerranéen.

La réduction de la distribution spatiale des chênaies sclérophylles de Chêne vert au cours de la période historique récente est inférieure à 50 %, le sous-critère A.3 est évalué **Peu-Concerné (LC)**.

Critère B : Répartition géographique restreinte

Le critère B évalue les écosystèmes à faible zone d'occupation, à faible zone d'occurrence ou à nombre de localités très réduit, et montrant ou pouvant montrer un déclin continu en termes de répartition, de qualité ou d'interactions biotiques.

Les forêts de Chêne ne présentent pas de déclin continu, que ce soit en superficie ou en termes de qualité environnementale et d'interactions biotiques. Aucune menace n'est susceptible d'entraîner leur déclin au cours des 20 prochaines années et leur nombre de localités est supérieur à 10. Le critère B est donc évalué comme **Peu-Concerné (LC)**.

Critère C : Dégradations environnementales issues de la modification de paramètres abiotiques

Le critère C comporte 3 sous-critères pour évaluer la dégradation de l'écosystème suite à des modifications de paramètres abiotiques : sur les 50 dernières années (C1), pour les 50 prochaines années ou période de 50 ans incluant le présent et l'avenir (C2), depuis 1750 ou date proche (C3). La catégorie de menace (VU, EN, CR) découle de l'intensité de la dégradation (sévérité relative ≥ 30 %, ≥ 50 %, ≥ 80 %) et de la proportion de l'écosystème qui est concernée (≥ 30 %, ≥ 50 %, ≥ 80 %). Pour C3, ces seuils sont portés à ≥ 50 %, ≥ 70 %, ≥ 90 %. Le croisement des deux seuils les plus faibles de sévérité relative et d'étendue concernée n'est pas suffisant pour valider la catégorie Vulnérable (VU).

C.1 Modification de paramètres abiotiques au cours des 50 dernières années :

Variable : régimes d'incendies

Au cours des 50 dernières années, les dispositifs de lutte contre la propagation des incendies ont été très efficaces et les superficies annuelles incendiées ont été divisées par 4 entre 1973 et 2012, sur l'ensemble des régions méditerranéennes françaises (Fig.23). Le nombre de départs de feu a également diminué de par la régression des mises à feu d'origine agricole, la majorité des incendies ayant actuellement des origines involontaires ou criminelles (Ganteaume & Jappiot, 2013). Cependant, les très grands incendies (+ de 100 ha) représentaient moins de 1 % des incendies entre 1997 et 2010 mais ont été responsables de 78 % des surfaces brûlées.

Le nombre de feux et surtout les surfaces brûlées chaque année ont fortement diminués au cours des 50 dernières années, le sous-critère C.1 est évalué comme **Peu-Concerné (LC)**.

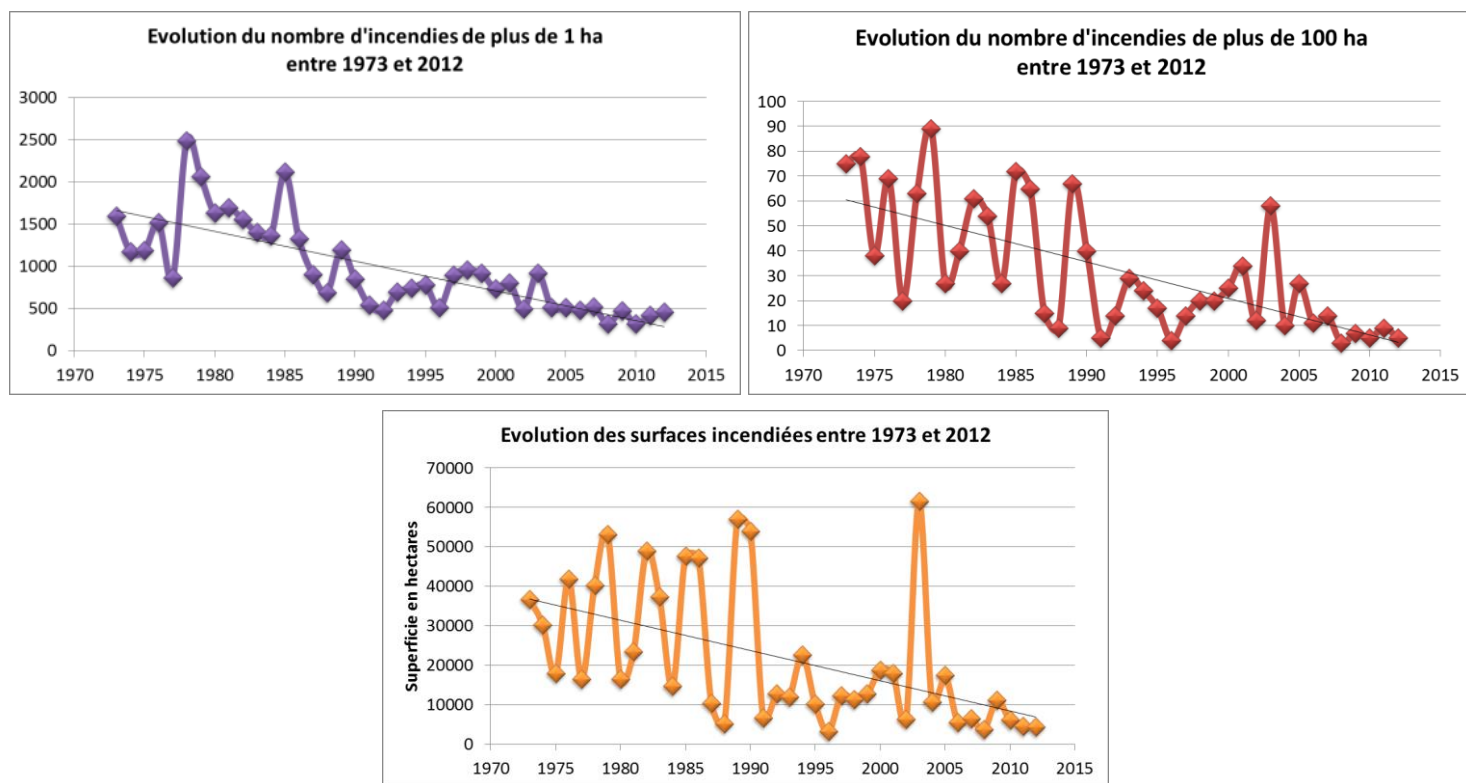


Figure 23 : Evolutions du nombre et des surfaces des incendies en région méditerranéenne française, entre 1970 et 2012
(Source : Prométhée, base de données en ligne consultée en 2013)

C.2 Modification de paramètres abiotiques calculée ou estimée au cours des 50 prochaines années ou période de 50 ans incluant le présent et l'avenir :

Variable : Intensification des sécheresses et de régimes d'incendies

De nombreux travaux s'accordent sur le fait que le climat méditerranéen va évoluer vers un climat plus aride au cours du XXIème siècle. Ceci entrainera une augmentation du stress hydrique pour l'ensemble de la végétation, qui sera par conséquent plus sèche et plus inflammable qu'elle ne l'est déjà. L'aridité plus marquée du climat méditerranéen entrainera également une augmentation de la fréquence des périodes de risque extrême, un allongement des saisons propices aux incendies, un nombre croissant de départs de feux et une extension de la zone géographique concernée par ces phénomènes. Surtout, les très grands incendies risquent d'être bien plus fréquents (Rigolot, 2008).

De plus, la maturation de l'ensemble des formations végétales, que ce soit des forêts, des matorrals ou des garrigues, provoquée entre autre par la maîtrise de la propagation des incendies, a conduit à une augmentation généralisée de la biomasse végétale sur l'ensemble de la région méditerranéenne depuis près de 40 ans (Quézel & Médail, 2003). Les forêts matures de Chêne vert sont pourtant considérées comme des formations végétales peu inflammables, le dépassement du stade d'embroussaillage provoqué par la fermeture du couvert forestier entrainera donc une diminution de la vulnérabilité de ces écosystèmes face aux incendies (Curt *et al.*, 2013).

Variable : Progression des « interfaces habitat-forêt »

La progression de l'habitat diffus et isolé, identifiés comme les « interfaces habitat-forêt » les plus propices aux incendies en région méditerranéenne, est également un facteur supplémentaire d'augmentation du nombre de départs de feu (Lampin *et al.*, 2011).

A l'avenir, la baisse des précipitations estivales liée aux changements climatiques, l'accroissement de la biomasse végétale au sein des écosystèmes méditerranéens et la progression des environnements propices aux incendies entraîneront probablement une augmentation de la fréquence, de l'intensité et de la taille des feux de forêts. C'est une menace que l'on peut envisager, mais que l'on ne peut cependant pas affirmer, ni estimer.

Par conséquent, le sous-critère C.2 est évalué **Données-Insuffisantes (DD)**.

C.3 Modification de paramètres abiotiques depuis le milieu du XVIIIème siècle (1750) selon les données disponibles :

Variable : Impacts anthropiques sur les régimes de perturbations

Les chênaies sempervirentes méditerranéennes de Chêne vert sont des écosystèmes adaptés à subir d'intenses perturbations et ont ainsi bénéficié de celles que l'homme a créées, ou accentuées. Ainsi, l'intensification historique des régimes d'incendies associée aux pressions exercées par le pâturage, l'agriculture ou la sylviculture ont permis à ce type de végétation de s'exprimer sur une large partie de la région méditerranéenne, avec un maximum d'extension atteint vers la fin du XIXème siècle.

Les régimes d'incendies au cours des derniers siècles n'ont donc pas empêchés la régénération du biote caractéristique de cet habitat forestier et aucun seuil critique de fréquence de perturbation n'a été atteint, il est ainsi évalué **Peu-Concerné (LC)** selon le sous-critère C.3.

Critère D : Perturbations des processus et des interactions biotiques issues de modifications de paramètres biotiques

Le critère D comporte 3 sous-critères pour évaluer les perturbations des interactions biotiques qui ont lieu au sein de l'écosystème: au cours des 50 dernières années (D1), pour les 50 prochaines années ou période de 50 ans incluant le présent et l'avenir (D2), depuis 1750 ou date proche (D3). La catégorie de menace (VU, EN, CR) découle de l'intensité de la perturbation (sévérité relative $\geq 30\%$, $\geq 50\%$, $\geq 80\%$) et de la proportion de l'écosystème qui est concernée ($\geq 30\%$, $\geq 50\%$, $\geq 80\%$). Pour C3, ces seuils sont $\geq 50\%$, $\geq 70\%$, $\geq 90\%$. Le croisement des deux seuils les plus faibles d'étendue concernée et de sévérité relative n'est pas suffisant pour valider la catégorie VU.

D.1 Modification de paramètres biotiques au cours des 50 dernières années

Variable : Evolution de la dynamique forestière

Au cours des 50 dernières années, la diminution des pressions exercées sur les forêts sclérophylles méditerranéennes leur a permis de gagner en maturité, bien que dans certaines conditions, notamment en stations riches et humides, certains peuplements ont pu évoluer vers des forêts caducifoliées.

Variable : Fragmentation des massifs forestiers

La progression des zones d'habitat diffus et isolé au sein des communes rurales de la région méditerranéenne, qui représente déjà une augmentation des zones propices aux incendies, est également un facteur important de fragmentation des écosystèmes forestiers. Dans le département des Bouches du Rhône par exemple, où la superficie des zones identifiées comme « *interfaces habitat-forêt* » a augmenté de près de 10 % entre 1999 et 2009, la part des surfaces forestières discontinues y a en effet progressé de plus de 30 % (Long-Fournel *et al.*, 2013). Ces évaluations n'identifient cependant pas les types de forêts concernés et n'ont été effectuées que pour un seul des départements de la région méditerranéenne française.

La diminution constatée des pressions exercées sur cet écosystème au cours des 50 dernières années conduit à évaluer les chênaies sclérophylles méditerranéennes de Chêne vert comme **Peu-Concerné (LC)** selon le sous-critère D1.

D.2 Modification de paramètres biotiques calculée ou estimée au cours des 50 prochaines années ou période de 50 ans incluant le présent et l'avenir :

Variable : Evolution de la dynamique forestière

La dynamique « *post-culturale* » que suivent actuellement les forêts sclérophylles méditerranéennes de Chêne vert conduit principalement ces peuplements vers des stades plus matures, où ceux-ci passent de l'état de taillis bas à celui de futaies sur souches. La germination plus efficace du Chêne pubescent que du Chêne vert suggère cependant un retour de la chênaie pubescente dans les stations propices au développement de cette essence, soit en limite du supra-méditerranéen ou sur des sols profonds à forte capacité de rétention d'eau (Quézel & Médail, 2003).

A l'inverse, de nombreux espaces en déprise qui ont été rapidement colonisés par les pins méditerranéens comme le Pin d'Alep, essence pionnière et caractéristique du modèle « *expansionniste* » de la végétation, évoluent actuellement vers des chênaies vertes. Ces pinèdes se sont en effet principalement développées sur des sols calcaires, pauvres et secs, impropres aux Chênes pubescents (Bonin & Romane, 1996). Les pinèdes à Pin d'Alep n'occupaient ainsi que 36.000 ha en 1878 sur toute la région méditerranéenne, contre plus de 230.000 ha aujourd'hui. Cependant, 30.000 ha de ces pinèdes forment déjà des peuplements mélangés de Pin d'Alep et de Chêne vert, ce qui suggère une importante progression des chênaies vertes à l'avenir (Quézel & Barbero, 1992 ; Hanens, 1998).

Variable : vieillissement des taillis

Le Chêne vert montre parfois des difficultés de régénération au sein de ses propres peuplements, lorsque ceux-ci ont atteint le stade de la futaie sur souche. En effet, une cépée de Chêne vert, c'est-à-dire un Chêne vert mature issu d'un ou de plusieurs rejets de souche, fournit moins de glands qu'un individu qui n'aurait jamais été coupé. De plus, ces futaies issues de taillis exploités présentent une densité de Chêne vert trop importante pour que la germination des glands soit efficace. Cette évolution des taillis vers des futaies sur souche sans régénération entraîne un vieillissement des peuplements, ce qui est favorable à l'ensemble des communautés d'oiseaux et de chiroptères qui vivent au sein de ces forêts car le Chêne vert est une essence particulièrement constructrice de micro-habitats au fur et à mesure qu'il vieillit (Regnery, 2013).

En Corse, les vieilles futaies de Chêne vert sont plus nombreuses et se régénèrent grâce aux trouées que forme les arbres dépérissants. L'avenir des futaies sur souche de Chêne vert dépend alors de la possibilité d'un retour à un équilibre naturel entre densité de peuplement, trouées naturelles et régénération par germination, qui de plus donnera des individus plus fertiles que les cépées actuelles (Panaïotis, 1996).

Les changements qui pourront être observés au sein des écosystèmes forestiers méditerranéens au cours des 50 prochaines années, bien que dépendant de nombreux paramètres, identifieront certainement davantage encore la forêt sclérophylle de Chêne vert comme la formation caractéristique de l'état d'équilibre de la végétation, à l'étage méso-méditerranéen.

Le sous-critère D2 est évalué comme **Peu-Concerné (LC)**.

D.3 Modification de paramètres biotiques depuis le milieu du XVIIIème siècle (1750) selon les données disponibles :

Variable : Evolution de la dynamique forestière

Le monde rural du sud de la France a subi une telle déprise au cours du siècle dernier que la dynamique forestière de la région peut être qualifiée de « *spectaculaire* » (Tatoni *et al.*, 1999). Pour les écosystèmes sclérophylles tels les forêts de Chêne vert, dont l'évolution dépend en grande partie des perturbations auxquelles ils sont soumis, cela s'est traduit par une certaine régression en superficie mais surtout par une importante croissance de la biomasse végétale, un vieillissement des peuplements et un accroissement de leur capacité d'accueil.

Les chênaies sempervirentes apparaissent globalement plus vieilles qu'elles ne l'étaient il y a un ou deux siècles, ce qui est favorable pour l'ensemble des espèces qui dépendent de cet habitat. Elles sont ainsi évaluées comme **Peu-Concerné (LC)** selon le sous-critère D3.

Critère E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème

Il n'existe pas de modélisation présentant le risque d'effondrement des forêts de Chêne vert à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne française, qui soit capable de prendre en compte l'ensemble des facteurs pouvant conduire à cet effondrement.

Conclusion

Le maintien et la progression des formations sclérophylles méditerranéennes à Chêne vert ont été favorisés pendant des millénaires par les activités humaines de pastoralisme et d'agriculture sur brûlis. Ces écosystèmes ont ainsi atteint leur maximum d'extension vers la fin du XIXème siècle. Ces perturbations ont cependant maintenu ces forêts à l'état de taillis dégradés que l'évolution récente du monde rural méditerranéen en France a permis de faire évoluer. Les forêts méditerranéennes ont ainsi retrouvé une dynamique d'évolution moins contrainte.

Les chênaies sclérophylles méditerranéennes de Chêne vert apparaissent **Peu-Concerné (LC)** en France par un risque d'effondrement, bien que la place des « très grands incendies » soit encore incertaine dans un avenir proche et que la progression de l'habitat diffus en milieu forestier entraîne une fragmentation des écosystèmes forestiers, dont les dynamiques et les conséquences devront être étudiées.

Les chênaies sclérophylles méditerranéennes de Chêne vert (<i>Quercus ilex</i>)	Critère A	Critère B	Critère C	Critère D	Critère E
Sous-critère 1	LC	LC	LC	LC	DD
Sous-critère 2	DD	LC	DD	LC	
Sous-critère 3	LC	LC	LC	LC	

Personnes ressources.

Christian Ripert : IRSTEA Unité de recherche EMAX
Christophe Panaïotis : CBNC-OEC
Daniel Vallauri : WWF
Farid Bensettiti : SPN-MNHN

Laurence Affre : IMBE
Marielle Jappiot : IRSTEA Unité de recherche EMAX
Bernard Prévosto : IRSTEA Unité de recherche EMAX
Thomas Curt : IRSTEA Unité de recherche EMAX

Les forêts de pentes, ravins et éboulis (*Ravine and slope woodland*) (EUNIS Niveau 4 : G 1.A4)

Classification

EUNIS : Les « *Forêts de ravin et de pente* » (G1.A4) sont décrites comme des forêts généralement fraîches et humides, se développant sur des pentes plus ou moins abruptes et dont la strate arborescente est composée de plusieurs essences secondaires, principalement d'érables (*Acer spp*), de tilleuls (*Tilia spp*) et de frênes (*Fraxinus spp*) (Davies et al., 2004).

Ces forêts de ravins et de pentes font partie des « *Boisements mésotrophes et eutrophes à Quercus, Carpinus, Fraxinus, Acer, Tilia, Ulmus et boisements associés* » (G1.A), qui incluent l'ensemble des boisements sur sols riches et à canopées mélangées. Cette unité exclut les boisements acides de *Quercus* et les boisements composés d'espèces méridionales, chêne pubescent (*Quercus pubescens* Willd.) ou frêne à fleurs (*Fraxinus ornus* L.).

L'unité G1.A4 se décline en France en 5 sous-ensembles (Louvel et al., 2013) :

- les forêts médio-européennes et atlantiques collinéennes et submontagnardes,
- les forêts mixtes des colluvions et éboulis de pentes humides des massifs hercyniens,
- les forêts mixtes des étages submontagnards et montagnards des Préalpes septentrionales,
- les forêts mixtes des étages collinéens et montagnards des massifs pyrénéens,
- les forêts thermophiles des vallées chaudes des massifs alpins et périphériques.

IUCN Habitats classification scheme (Version 3 .1) : Forêt tempérée.

Types d'habitats d'intérêt communautaire (Bensettiti et al., (Coord), 2001) :

- Habitat 9180* (*habitat prioritaire*) : Forêts de pentes, éboulis et ravins du *Tilio-Acerion*

Description

Les forêts de pentes, éboulis et ravins se composent d'essences secondaires post-pionnières et se développent sur des substrats plus ou moins grossiers et à fortes pentes. Ces sont des forêts très localisées mais qui se rencontrent sur l'ensemble du territoire métropolitain, depuis le littoral atlantique jusqu'à l'étage subalpin, bien qu'elles soient principalement présentes dans les massifs montagneux et les zones à relief important.

*Ces forêts sont dites importantes d'un point de vue bio-historique et biogéographique, car ce sont des exemples de forêts mixtes anciennes préservées de la domination par les espèces dryades, comme le Hêtre commun (*Fagus sylvatica* L.) ou le Sapin pectiné (*Abies alba* Mill.), car elles leur sont inaccessibles.*

On distingue généralement deux types de forêts de pentes : les forêts fraîches et humides (hygrosciaphiles) dominées par l'Erable sycomore, et les forêts sèches à expositions chaudes (xérothermophiles) dominées par les tilleuls, bien que ces derniers puisse aussi être dominants en contexte frais et humide.

Pour être en accord avec l'évaluation de l'état de conservation de l'habitat « Forêt de pentes, éboulis et ravins du Tilio-Acerion » (Annexe I, Directive « Habitats-Faune-Flore ») effectué en France dans le cadre du rapportage réalisé au niveau des Etats membres, nous distinguerons les forêts de pentes selon leur domaine biogéographique : Alpin, Atlantique, Continental et Méditerranéen. Les termes définis pour ce rapportage, les descriptions formulées et les résultats apportés par l'évaluation sont également utilisés dans ce document.

Le biote caractéristique

Les essences arborescentes qui composent cet habitat forestier sont essentiellement des essences post-pionnières nomades. Ce sont des arbres opportunistes, leurs graines sont disséminées par les vents et ils vont persister tant que les conditions topographiques restent propices à leur développement. Ces essences ont une croissance rapide et deviennent rapidement dominantes, leur capacité à se régénérer par rejet de souche leur permet également de résister aux chutes de blocs et aux mouvements de terrain. Ce sont essentiellement des érables, des frênes, des ormes et des tilleuls, dont certaines espèces sont largement réparties (*Acer pseudoplatanus* L., *Fraxinus excelsior* L., *Tilia platyphyllos* Scop.). D'autres espèces plus spécialistes se répartissent quant à elles en fonction des contextes biogéographiques.

Ainsi, dans le domaine Atlantique, on trouve principalement deux espèces dominantes : l'Orme champêtre (*Ulmus minor* Mill.) et le Frêne commun (*Fraxinus excelsior* L.), parfois accompagnées de l'Erable champêtre (*Acer campestre* L.). Les forêts de pentes du domaine Continental sont plutôt dominées par l'Erable sycomore (*Acer pseudoplatanus* L.), l'Erable plane (*Acer Platanoides* L.), l'Orme des montagnes (*Ulmus glabra* Huds.) ou le Tilleul à grande feuille (*Tilia platyphyllos* Scop.). Ce dernier domine plus largement les forêts sèches, associé au Tilleul à courtes feuilles (*Tilia cordata* Mill.).

Localement, d'autres espèces peuvent être présentes comme l'Erable à feuilles d'obier (*Acer opalus* Mill.), l'Alisier blanc (*Sorbus aria* L.) ou l'Erable de Montpellier (*Acer monspessulanum* L.). Les grands dryades, Hêtre (*Fagus sylvatica* L.) et Sapin pectiné (*Abies alba* Mill.), sont parfois présents mais très faiblement représentés du fait de l'instabilité des sols.

Au sein de la flore herbacée et arbustive du sous-bois, différents groupes écologiques d'espèces ont été identifiés afin de faciliter le diagnostic des forêts de pentes sur le terrain. De manière générale, on retiendra que les forêts de pentes fraîches et humides, la plus répandue en France, sont associées au Polystic à soie (*Polystichum setiferum* Forsk.) sous influence océanique, et au Polystic à aiguillon (*Polystichum aculeatum* L.) sous influences continentale et montagnarde.

Les espèces hébergées au sein des forêts fraîches, les *ravinicoles*, sont principalement des fougères (*Polystichum setiferum* Forsk., *Polystichum aculeatum* L.). Ces espèces ne sont pas totalement inféodées à ces forêts et peuvent se retrouver au sein de groupements forestiers voisins, contrairement à la Scolopendre (*Asplenium scolopendrium* L.) qui apparaît plus typiquement liée aux forêts de pentes fraîches et humides. D'autres fougères telles le *Polypodium vulgare* L. ou l'*Asplenium trichomanes* L. sont, elles, liées à la présence de blocs rocheux dans le substrat.

Les espèces comme le Géranium Herbe à Robert (*Geranium robertianum* L.), l'ortie (*Urtica dioica* L.) ou encore le Gaillet gratteron (*Galium aparine* L.) font partie des espèces *nitrophiles* : elles traduisent un excellent processus de nitrification de la litière. Elles sont par conséquent absentes des forêts de pentes les plus acides et les plus sèches. A l'opposé, le groupe écologique des *acidiphiles* qui comprend des espèces comme la myrtille (*Vaccinium myrtillus* L.), la Canche flexueuse (*Deschampsia flexuosa* L.) ou la valériane (*Valeriana tripteris* L.), traduit le caractère acide du sol forestier.

Les forêts de pentes les plus sèches sont caractérisées par le groupe des *thermoxérophiles*, composé d'espèces semblables au Laser à feuilles larges (*Laserpitium latifolium* L.) ou à la Gesse noire (*Lathyrus niger* (L.) Bernh.).

Enfin, d'autres groupes écologiques d'espèces sont également établis en fonction des différentes influences climatiques : thermo-atlantique (*Tamus communis* L., *Ruscus aculeatus* L., *Ilex aquifolium* L.), collinéen (*Sambucus nigra* L., *Rosa arvensis* Huds.) et montagnard (*Actaea spicata* L., *Festuca altissima* All., *Senecio ovatus* Willd.).

L'environnement abiotique

On note qu'il existe une différence notable entre les forêts de pentes sous influence océanique qui s'étendent à l'Ouest du territoire métropolitain, du Nord-Pas-de-Calais jusqu'au bas des Pyrénées en passant par la Bretagne et l'Ouest du Massif Central, et les forêts de pentes sous influences continentale et montagnarde de l'Est de la France, des Alpes et des étages montagnards du Massif Central et des Pyrénées.

La particularité de cet habitat forestier est sa topographie très accidentée : il se développe en effet sur de fortes pentes, souvent comprises entre 30° et 50°. Cette configuration favorise la mise en place d'un méso-climat frais et humide ainsi que d'un phénomène de colluvionnement naturel donnant des substrats plus ou moins grossiers avec accumulation en bas de pente. Ces substrats sont le plus souvent composés de matériaux calcaires mais parfois siliceux : pentes rocheuses, blocs rocheux, éboulis grossiers ou colluvions fins.

Processus clés

Les forêts de pentes sont des formations stables, elles constituent le stade final de la dynamique végétale sur éboulis et en contexte de fortes pentes et de ravins. Ce sont des écosystèmes dits azonaux : leur présence dépend principalement de paramètres édaphiques localisés et non du climat.

Ces forêts, qui de par leur propriétés topographiques contraignantes n'ont jamais été intensément exploitées, peuvent être considérées comme des zones refuges montrant l'expression naturelle de la végétation des zones qui ne peuvent être colonisées par les grands dryades européens, que sont le Hêtre et le Sapin pectiné.

Distribution

Les forêts de pentes, ravins et éboulis sont réparties sur la quasi-totalité du territoire métropolitain (Fig.24). La présence de cet habitat forestier est cependant dépendante de conditions topographiques particulières : fortes pentes et confinement éventuel. Bien que les massifs montagneux soient particulièrement favorables à ce type de topographie, on trouve également ces forêts à de basses altitudes et dans des régions non montagneuses. Cet habitat est ainsi présent sur les 4 domaines biogéographiques de la France.

En basse altitude, ce type de forêt s'exprime très localement sur les côtes rocheuses du Nord et de l'Ouest de la France mais également dans les régions Nord-Pas-de-Calais, Picardie, Normandie et Centre, ainsi qu'au sein du massif Armoricain et jusqu'au Sud-Ouest Aquitain. Dans les étages collinéens, on retrouve ces forêts sur tout le Massif Central ainsi qu'au sein des reliefs du Jura et des Vosges. Enfin, aux étages montagnard et subalpin, ces forêts sont principalement présentes dans les Pyrénées et dans les massifs externes des Alpes du Nord, où elles pénètrent alors dans les massifs alpins intermédiaires via des vallées transversales. Elles sont aussi présentes dans les Pyrénées Orientales, les Préalpes et les Alpes du Sud, où elles sont plus rares et prennent des variantes plus sèches.

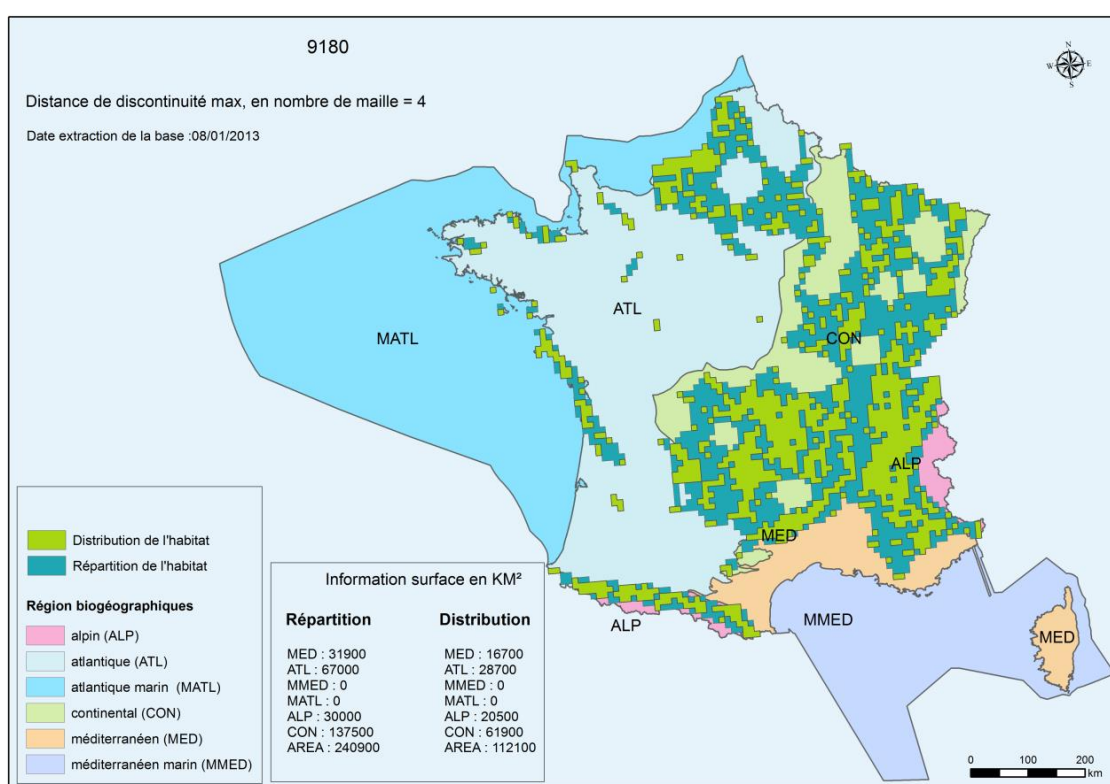


Figure 24 : Distribution et répartition de l'habitat 9180 « Forêts de pentes, éboulis et ravins du Tilio-Acerion »
(Source : SPN/MNHN, 2013)

La méthodologie élaborée dans le cadre du rapportage DHFF (article 17) pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire, identifie trois champs différents en matière de surface : la « distribution » et la « répartition » représentées par un maillage de 10x10 km, et la « surface » donnée en km². La « distribution » correspond au nombre de mailles où l'habitat est présent, la « répartition » est alors définie après la fermeture des discontinuités au sein de ce maillage de « distribution », à partir d'un « gap » de 4 mailles et à l'exception des importantes disjonctions d'origines naturelles.

Pour l'évaluation de l'état de conservation de cet habitat au niveau français, les maillages de « distribution » et de « répartition » sont cartographiés et leurs surfaces sont données en km², en fonction du nombre de mailles de 10x10 km. Cela donne, pour l'ensemble du territoire métropolitain, une répartition des forêts de pentes sur 240.900 km², une distribution de 112.100 km² et une estimation de surface de 272 km² effectivement recouvertes.

Menaces

Les forêts de pentes, ravins et éboulis, sont considérées comme des écosystèmes à déterminisme stationnel. Leur vulnérabilité dépend donc principalement de l'évolution des conditions stationnelles dans lesquelles elles se développent, ainsi que des atteintes directes telles l'exploitation de leur ressource en biomasse ou l'artificialisation des pentes où elles se développent.

Les altérations des conditions stationnelles peuvent avoir pour origine les activités humaines mais également des phénomènes naturels. Les termes utilisés sont repris des « pressions et menaces » citées dans les conclusions du rapportage effectué pour l'habitat 9180 ; les pressions correspondent aux activités passées et présentes alors que les menaces correspondent à de futures activités pouvant avoir un impact dans un avenir proche.*

Erosion des sols :

La pérennité de cet écosystème dépend, en termes d'évolution naturelle, de la stabilité du substrat. Ainsi, l'érosion est un aléa qui peut entraîner un risque pour les forêts de pentes, bien que cette instabilité soit la principale condition de l'existence de ce type de forêt. Cette érosion peut se traduire par des éboulements rocheux, des glissements de terrain, des avalanches ou par l'évacuation des colluvions par les précipitations.

Les forêts de pentes du domaine Méditerranéen, qui se situent déjà en limite des aires de répartition des espèces qui les composent, sont susceptibles d'être très sensibles aux perturbations des conditions stationnelles engendrées par les changements climatiques dans un avenir proche, notamment d'érosion liée aux précipitations intenses.

A l'inverse, une stabilité prolongée du substrat peut favoriser le remplacement des communautés végétales en place par des espèces dryades, comme le Hêtre ou le Sapin pectiné. Les processus de stabilisation d'éboulis et d'enrichissement du substrat sont des phénomènes naturels longs et ne représentent pas de menace à court terme pour l'habitat.

Pressions et menaces anthropiques :

Trois secteurs sont identifiés comme des sources de pressions et de menaces d'ordre abiotique : « les activités minières et d'extraction », « les activités d'urbanisation industrielle ou similaire », « les pollutions ou impacts des activités humaines ».

Les principales perturbations d'origines anthropiques sont ainsi les dépôts de déchets ménagers et de matériaux inertes, qui conduisent à une pollution importante des sols. En effet, souvent situées en contre-bas de voies de communications, ces forêts à fortes pentes ont parfois fait office de décharges, principalement dans les domaines Atlantique et Méditerranéen. Un risque d'eutrophisation par l'amont est également constaté pour les forêts de pentes du domaine Atlantique, du fait des activités agricoles adjacentes. En zone montagneuse, les activités agricoles sont moins intenses et les forêts de pentes sont le plus souvent hors d'atteinte de toutes activités anthropiques.

Le développement des réseaux de communication et les initiatives d'amélioration de l'accessibilité sont aussi identifiés comme des pressions actuelles et des menaces pour l'avenir, en particulier la réalisation de nouvelles dessertes forestières et d'accès pour le débardage de bois. Enfin, la création de carrières a également été identifiée comme une pression et une menace pour les forêts de pente des domaines Alpin et Atlantique, il s'agit cependant d'une cause de dégradation secondaire et relativement localisée.

Activités agricoles et forestières :

Les activités agricoles et forestières sont reconnues comme ayant le plus d'influence sur cet habitat à l'échelle du territoire métropolitain. Elles correspondent à des menaces pour l'ensemble des quatre domaines biogéographiques français. En effet, bien que relativement inaccessibles et présentant des essences à faibles valeurs commerciales pour être actuellement exploitées de manière intensive, certaines de ces forêts ont été exploitées par le passé et traitées en taillis. Cette exploitation passée se traduit en particulier par une absence marquée de faciès matures et par une sous-représentation des phases de sénescence, en particuliers « *d'arbres morts ou dépérissants* ».

Le « *déboisement* » de ces forêts est par ailleurs identifié comme une pression. Bien que d'une intensité faible, rare et très localisée, le déboisement d'origine anthropique occasionne des pertes de surface ou des altérations de la structure des peuplements qui ne seront pas compensées par une restauration de tels habitats, que ce soit dans des secteurs auparavant transformés comme sur des terrains non boisés. En effet, la dynamique de ces forêts est très lente et celles-ci semblent avoir déjà colonisé l'ensemble de leurs niches écologiques disponibles sur le territoire métropolitain.

Espèces envahissantes :

Certaines forêts de pentes du domaine Atlantique ont été identifiées comme étant déstructurées par le robinier faux-acacia (*Robinia pseudoacacia* L.). Espèce invasive introduite au XVI^{ème} siècle, le robinier colonise préférentiellement des bas de pentes aux sols acides, sablonneux et pauvres en matières organiques. Il provoque alors un enrichissement de ces sols qui deviendront favorables à de d'autres espèces plus nitrophiles.

Le Sapin pectiné, naturellement présent dans les massifs montagneux de l'Est de la France, a été largement introduit à de plus basses altitudes et ses populations s'étendent parfois jusqu'à certaines forêts de pentes. Ces individus restent isolés au sein de ces forêts mais nuisent à leur typicité.

Application de la méthodologie de la « Liste rouge des écosystèmes de l'UICN »

Critère A : Réduction de la distribution spatiale

Le critère A comporte 3 sous-critères pour évaluer la réduction de l'étendue de l'écosystème : au cours des 50 dernières années (A1), pour les 50 prochaines années ou période de 50 ans incluant le présent et l'avenir (A2), depuis 1750 ou date proche (A3). Les seuils retenus pour les différentes catégories (VU, EN, CR) sont $\geq 30\%$, $\geq 50\%$, $\geq 80\%$ pour A1 et A2, $\geq 50\%$, $\geq 70\%$, $\geq 90\%$ pour A3.

A.1 Evolution au cours des 50 dernières années :

Selon les observations réalisées depuis 1995, l'aire de répartition de l'habitat est restée stable. Les opérations sylvicoles sont en effet très rares dans ces forêts isolées mais ces dernières peuvent néanmoins être affectées par des régressions ponctuelles, notamment en région méditerranéenne et aux étages collinéens du domaine Continental. L'aire de répartition est évaluée « Favorable » selon l'évaluation réalisée pour le rapportage DHFF.

En termes de surfaces occupées par l'habitat, la variation de tendance sur l'ensemble de la période est considérée comme négative car les quelques destructions possibles ne sont « probablement » pas compensées par une extension naturelle de l'habitat. L'évaluation de la surface recouverte est estimée « défavorable inadéquate » pour les domaines Atlantique, Méditerranéen et Alpin, où quelques cas isolés de création de dessertes forestières ou de carrières ont été rapportés.

La diminution de la superficie des forêts de pentes au cours des 50 dernières années n'atteint pas le seuil de 30 % ; cette régression est globalement très faible même si certains sites peuvent ponctuellement avoir été détruits.

La catégorie retenue pour le sous-critère A1 est **Peu-Concerné (LC)**.

A.2 Evolution calculée ou estimée au cours des 50 prochaines années ou période de 50 ans incluant le présent et l'avenir :

Les « perspectives futures » d'évolution de l'habitat, élaborées pour le rapportage, estiment que les dégradations d'origine anthropique actuellement observées ne semblent pas être amenées à diminuer dans les années à venir et en particulier dans le domaine Atlantique. Or la restauration de cet habitat semble inenvisageable dans les secteurs où il aurait déjà disparu, sa viabilité à long terme ne dépendant ainsi que de la conservation des stations actuelles.

Cependant, ces estimations de réduction de surface restent inférieures au seuil de 30 % pour les 50 prochaines années. La catégorie retenue est **Peu-Concerné (LC)**, pour le sous-critère A2.

A.3 Evolution historique récente, depuis le milieu du XVIIIème siècle (1750) selon les données disponibles :

Il n'existe aucune donnée historique relative à l'évaluation ou à l'évolution de la superficie des forêts de pentes. Cependant, il est estimé que l'habitat occupe globalement l'ensemble de son aire potentielle, la valeur de référence historique est ainsi définie comme « similaire à son aire de répartition actuelle ». Les « surfaces de référence » sont estimées comme étant supérieures aux surfaces actuelles pour les domaines Alpin et Atlantique, similaires pour les domaines Méditerranéen et Continental.

L'absence de données historiques amène à évaluer le sous-critère A3 comme **Données Insuffisantes (DD)**, bien que la régression historique des forêts de pentes soit très certainement inférieure à 50 %.

Critère B : Répartition géographique restreinte

Le critère B évalue les écosystèmes à faible zone d'occupation, à faible zone d'occurrence ou à nombre de localités très réduit, et montrant ou pouvant montrer un déclin continu en termes de répartition, de qualité ou d'interactions biotiques.

La zone d'occurrence (EOO) des forêts de pentes, qui correspond au plus petit polygone convexe englobant l'ensemble de leur distribution, comprend la quasi-totalité de la superficie de la France soit bien plus que la valeur seuil de 50.000 km² du sous-critère B1, alors évalué **Peu-Concerné (LC)**.

L'estimation de la zone d'occupation (AOO) de cet habitat forestier, donnée en nombre de mailles de 10x10 km occupées, apparaît fortement surestimée du fait que sa répartition exacte ne soit pas réellement connue. Ainsi, l'évaluation réalisée pour le rapportage DHFF donne une « distribution » totale de 112.100 km², soit plus de 1.000 mailles réparties sur l'ensemble du territoire national. Le seuil retenu pour l'application du sous-critère B2 étant de 50 mailles, il est également évalué comme **Peu-Concerné (LC)**.

Le sous-critère B3 est uniquement applicable aux écosystèmes composés de moins de 5 localités. Les forêts de pentes apparaissent donc aussi **Peu-Concerné (LC)** selon ce sous-critère.

Critère C : Dégradations environnementales issues de la modification de paramètres abiotiques

Le critère C comporte 3 sous-critères pour évaluer la dégradation de l'écosystème suite à des modifications de paramètres abiotiques : sur les 50 dernières années (C1), pour les 50 prochaines années ou période de 50 ans incluant le présent et l'avenir (C2), depuis 1750 ou date proche (C3). La catégorie de menace (VU, EN, CR) découle de l'intensité de la dégradation (sévérité relative $\geq 30\%$, $\geq 50\%$, $\geq 80\%$) et de la proportion de l'écosystème qui est concernée ($\geq 30\%$, $\geq 50\%$, $\geq 80\%$). Pour C3, ces seuils sont portés à $\geq 50\%$, $\geq 70\%$, $\geq 90\%$. Le croisement des deux seuils les plus faibles de sévérité relative et d'étendue concernée n'est pas suffisant pour valider la catégorie Vulnérable (VU).

L'évaluation des modifications des propriétés abiotiques de cet habitat forestier fait ici référence aux « pressions et menaces » identifiées comme dégradant l'environnement physique, dans le cadre du rapportage DHFF effectué pour l'habitat « forêts de pentes, éboulis et ravins ».

C.1 Modification de paramètres abiotiques au cours des 50 dernières années :

Les facteurs de dégradation de l'environnement physique des forêts de pente identifiés au cours des 50 dernières années sont :

- les travaux de dessertes forestières et de débardage de bois pour les forêts de pentes alpines,
- l'utilisation comme décharges sauvages,
- les phénomènes d'eutrophisation par les activités agricoles environnantes pour les forêts atlantiques et méditerranéennes.

L'exploitation des forêts de pentes étant marginale, les forêts de pentes qui ont pu être les plus affectées par la création de dessertes forestières sont celles des domaines Atlantique et Méditerranéen, soit approximativement 35 % des forêts de pentes métropolitaines. Cependant, les données actuelles ne permettent aucune quantification de l'intensité de ces menaces au cours des 50 dernières années.

La catégorie retenue pour le sous-critère C1 est par conséquent **Peu-concerné (LC)**.

C.2 Modification de paramètres abiotiques calculée ou estimée au cours des 50 prochaines années ou période de 50 ans incluant le présent et l'avenir :

Variable : dégradation anthropiques

Les dégradations d'origine anthropique ne semblent pas être amenées à diminuer dans les années à venir, notamment le risque d'eutrophisation des forêts de pentes du domaine Atlantique. Leurs « *perspectives futures* » ont en effet été évaluées « *défavorable mauvais* ». Cependant, ces forêts sont souvent protégées au titre du zonage Natura 2000 et les pratiques de décharges sauvages ne sont plus aussi courantes que par le passé. De plus, les essences qui composent ces forêts ne sont pas d'un intérêt commercial suffisant pour justifier une intensification de leur exploitation.

Variable : changements climatiques

Certaines forêts de pentes pourront cependant être confrontées dans un avenir proche à d'importantes modifications de leur environnement physique en réponse aux changements climatiques, en particulier dans les domaines Continental et Méditerranéen.

Les perspectives futures de près de la moitié des forêts de pentes métropolitaines confrontées à des menaces d'ordres abiotiques ont été évaluées comme « *défavorable mauvais* » et « *défavorable inadéquat* ». Cependant, les phénomènes identifiés ne sont pas quantifiables, que ce soit en termes de sévérité relative que d'étendue concernée.

Pour ces raisons, la catégorie retenue pour le sous-critère C2 est **Données Insuffisantes (DD)**.

C.3 Modification de paramètres abiotiques depuis le milieu du XVIIIème siècle (1750) selon les données disponibles :

La plupart des pressions constatées actuellement ont des origines antérieures aux 50 dernières années (gestion forestière, décharges sauvages, etc.) mais elles n'ont pas entraîné de déclin de l'habitat, qui occupe toujours aujourd'hui l'essentiel de son aire de répartition potentielle.

La catégorie retenue pour le sous-critère C3 est donc **Peu-concerné (LC)**.

Critère D : Perturbations des processus et des interactions biotiques issues de modifications de paramètres biotiques

Le critère D comporte 3 sous-critères pour évaluer les perturbations des interactions biotiques qui ont lieu au sein de l'écosystème: au cours des 50 dernières années (D1), pour les 50 prochaines années ou période de 50 ans incluant le présent et l'avenir (D2), depuis 1750 ou date proche (D3). La catégorie de menace (VU, EN, CR) découle de l'intensité de la perturbation (sévérité relative $\geq 30\%$, $\geq 50\%$, $\geq 80\%$) et de la proportion de l'écosystème qui est concernée ($\geq 30\%$, $\geq 50\%$, $\geq 80\%$). Pour C3, ces seuils sont $\geq 50\%$, $\geq 70\%$, $\geq 90\%$. Le croisement des deux seuils les plus faibles d'étendue concernée et de sévérité relative n'est pas suffisant pour valider la catégorie VU.

L'évaluation des perturbations des processus et des interactions biotiques de l'habitat forestier « forêt de pentes, éboulis et ravins » fait ici référence à l'évaluation des « structures et fonctionnalités », ainsi que des « pressions et menaces » relatives à ce type de perturbations, élaborées dans le cadre du rapportage DHFF.

Effectuées pour chacun des quatre domaines biogéographiques, les évaluations de structures et fonctionnalités ont toutes conclu à un résultat « inconnu » en raison de l'impossibilité d'estimer la « surface totale pour laquelle les structures sont dans un état défavorable ». L'évaluation nous renseigne cependant sur l'état de conservation d'une liste d'espèces typiques pour trois des quatre domaines.

D.1 Perturbation des interactions biotiques au cours des 50 dernières années :

Variable : état de conservation des espèces typiques et caractéristiques

L'évaluation de l'état de conservation des espèces typiques donne un résultat « *défavorable inadéquat* » pour les forêts de pente atlantiques et continentales, « *favorable* » en domaine Alpin et « *inconnu* » en domaine Méditerranéen. La répartition et l'évolution de certaines populations d'espèces peu communes étant assez mal documentées, ces résultats sont principalement déduits de la probable sensibilité de ces espèces aux diverses pressions. Ils soulignent également l'absence d'autres espèces bio-indicatrices des phases forestières mûres au sein de ces listes d'espèces typiques, dont l'état de conservation peut être plus mauvais.

La présence du Sapin pectiné (*Abies alba* Mull.) est souvent signalée au sein des forêts de pentes du domaine Continental. Il n'y est cependant présent que sous forme d'individus isolés. Le Sapin s'ajoute aux cortèges d'espèces et participe à l'homogénéisation des habitats forêts en domaine Continental, il n'affecte pas la pérennité de ses espèces clés.

L'évaluation de l'état de conservation des forêts de pentes souligne également le déficit en arbres âgés ou déperissants mais cette sous-représentation des faciès matures n'est pas le résultat d'une intensification de l'exploitation au cours des 50 dernières années.

La catégorie retenue pour le sous-critère D1 est par conséquent ***Peu-concerné (LC)***.

D.2 Modification de paramètres biotiques calculée ou estimée au cours des 50 prochaines années ou période de 50 ans incluant le présent et l'avenir :

Les perspectives futures des forêts de pentes, en termes de fonctionnalité, sont évaluées selon les différents domaines biogéographiques comme « *bonnes* » ou « *moyennes* » du fait de la sous-représentation des phases de sénescence.

Les forêts de pentes n'apparaissent pas menacées à court terme par d'importantes perturbations des processus ou des interactions biotiques, le sous-critère D2 est évalué ***Peu-concerné (LC)***.

D.3 Modification de paramètres biotiques depuis le milieu du XVIIIème siècle (1750) selon les données disponibles :

Variable : Déstructuration du biote caractéristique

L'évaluation de l'état de conservation des forêts de pentes fait état, pour certaines forêts du domaine Atlantique, d'une forte déstructuration suite à l'invasion du robinier faux-acacia (*Robinia pseudoacacia* L.). La présence du robinier en France remonte au XVIIème siècle, d'abord introduit comme arbre ornemental puis utilisé comme essence de reboisement au XIXème siècle. Les forêts de pentes ne semblent cependant pas être des lieux de prédilection pour cette espèce envahissante, qui colonise préférentiellement des milieux ouverts ou des zones de coupes forestières.

La sous-représentation des faciès matures au sein des forêts de pentes est due aux pratiques anciennes d'exploitation extensive de la strate arborescente, ou de pratiques de taillis. Cet impact est relativement localisé et les connaissances actuelles ne permettent pas de calculer ou de déduire une évolution historique de cette exploitation.

La catégorie retenue pour le sous-critère D3 est ***Données insuffisantes (DD)***.

Critère E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème :

Il n'existe aucun modèle quantitatif estimant la probabilité d'effondrement des forêts de pentes, ravins et éboulis, leur répartition exacte n'étant par ailleurs pas entièrement connue.

Conclusion

Les forêts de pentes, ravins et éboulis forment un habitat forestier largement réparti sur le territoire national mais très localisé et cantonné à des conditions topographiques particulières. Chaque zone de pente ou d'éboulis correspond ainsi à une localité de très faible superficie.

D'un fort intérêt écologique car ils traduisent l'expression naturelle de la végétation dans des zones d'accès difficile, ces écosystèmes ne sont pourtant pas à l'abri de l'action de l'homme. L'évaluation de l'état de conservation des forêts de pentes révèle que, bien qu'elles ne soient pas gravement altérées, toute destruction ou perturbation menace leur viabilité à long terme en raison de leur rareté et des très faibles surfaces qu'elles occupent.

En montagne, l'exploitation et les aménagements forestiers sont les principaux facteurs de dégradation, alors qu'en plaine et en région méditerranéenne, ce sont les pollutions directes et les dépôts de déchets ménagers qui sont incriminés. Cependant, ces menaces sont ponctuelles et n'affectent que quelques localités de cet écosystème pour chaque phénomène observé. Il est alors impossible, compte tenu des données disponibles, de pouvoir évaluer le risque encouru par cet écosystème de manière globale.

L'habitat forestier « *forêts de pentes, ravins et éboulis* » est évalué **Données-Insuffisantes (DD)**. De nombreuses données demeurent insuffisantes pour effectuer son évaluation avec l'ensemble des critères et en particulier pour ce qui concerne son évolution au cours des 50 prochaines années.

Les forêts de pentes, ravins et éboulis	Critère A	Critère B	Critère C	Critère D	Critère E
Sous-critère 1	LC	LC	LC	LC	DD
Sous-critère 2	LC	LC	DD	LC	
Sous-critère 3	DD	LC	LC	DD	

Personnes ressources :

Farid Bensettiti: SPN-MNHN

Nicolas Drapier: ONF

Les pinèdes corses à Pin laricio (*Corsican Pinus laricio woodland*) (EUNIS Niveau 4 : G3.54)

Classification

EUNIS : Les « Pinèdes corses à *Pinus laricio* » (G3.54) sont les forêts dominées par le Pin laricio de Corse (*Pinus nigra* subsp. *laricio* Poir., var. *corsicana* (J.W. Loudon) Hyl.) (Davies *et al.*, 2004).

Le Pin laricio est endémique de cette île de Méditerranée mais il a largement été employé comme essence de reboisement en métropole, avec d'autres sous-espèces de Pins noirs. Ces plantations sont alors répertoriées comme « Reboisements de *Pinus nigra* » (G3.57), indépendamment de la sous-espèce utilisée (Louvel *et al.*, 2013).

IUCN Habitats classification scheme (Version 3 .1) : Forêt tempérée.

Types d'habitats d'intérêt communautaire : les pinèdes corses à Pin laricio font partie de l'habitat générique prioritaire 9530* « Pinède (sub)-méditerranéennes de pins noirs endémiques » (Bensettiti *et al.*, (Coord) 2001).

Deux sous-types de cet habitat sont décrits en France :

- Habitat 9530-1 : Pinèdes (sub)-méditerranéennes de pins noirs endémiques : Pin de Salzmann (*Pinus nigra* subsp. *Salzmannii* Dunal.), réparties essentiellement dans les Cévennes et les Pyrénées Orientales.
- Habitat 9530.2 : Pinèdes (sub)-méditerranéennes de pins noirs endémiques : *Pinus nigra* subsp. *Laricio* var. *corsicana*.

Les pinèdes (sub)-méditerranéennes de pins noirs endémiques : Pin laricio (9530.2) se décline en 3 types d'habitats élémentaires, selon l'étage de végétation concerné.

- les pinèdes à Pin laricio de l'étage supra-méditerranéen : elles présentent une strate arbustive relativement dense dominée par la Bruyère arborescente (*Erica arborea* L.) et peuvent s'étendre dans les valons et ubacs, entre 800 m et 1.300 m d'altitude (cf. Cahiers d'habitats : habitat 9530.2.1).
- les peuplements d'adret et des versants pentus de l'étage montagnard : peuplements clairs à végétation basse et recouvrante, essentiellement composée d'Anthyllide d'Hermann (*Anthyllis hermanniae* L.) (cf. Cahiers d'habitats : habitat 9530.2.2)
- les peuplements de l'étage montagnard sur des reliefs moins accidentés et sur des stations plus riches : peuplements relativement denses et à strate herbacée dominée par la Luzule du piémont (*Luzula pedemontana* Boiss. & Reut.) (cf. Cahiers d'habitats : habitat 9530.2.3).

Les résultats du dernier rapportage réalisé dans le cadre de la DHFF (article 17), relatif à l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire, seront en partie utilisés dans cette évaluation.

Description

Le Pin laricio est une des principales essences forestière de la Corse où il est présent aussi bien en peuplements purs qu'en peuplements mélangés. Clé de voute de cet écosystème endémique de l'île, le Pin laricio occupe les étages de végétation du supra-méditerranéen (600-1.100 m) et du montagnard (1.000-1.800 m) et compose des forêts aux physiologies et aux structures variées.

Les pinèdes à Pin laricio de Corse se développent ainsi entre deux domaines écologiques, elles sont alors constituées de différents groupements végétaux liés à ces étages de végétation. L'étage supra-méditerranéen est nettement dominé par des espèces xérophiles caractéristiques des maquis et des forêts de Chêne vert ou de Pin maritime, alors que l'étage montagnard est déconnecté des influences méditerranéennes et les espèces thermo-xérophiles en sont exclues.

Le biote caractéristique

Le Pin laricio de Corse (*Pinus nigra* J.F. Arn. subsp. *laricio* (Poir.) Maire., var. *corsicana* (J.W. Loudon) Hyl.) est un résineux d'une longévité supérieure à 500 ans et pouvant atteindre une hauteur maximale de l'ordre de 30 à 50 m. C'est une essence héliophile (sa croissance est optimale lorsqu'il est implanté en pleine lumière) qui colonise donc préférentiellement les versants Sud, plus ensoleillés. Le Pin laricio dispose une amplitude écologique relativement importante et c'est pour cela qu'il représente la 3^{ème} essence la plus utilisée pour des reboisements en métropole. En Corse, au sein de son aire de répartition naturelle, cette large amplitude écologique se traduit par un important gradient altitudinal d'implantation : dès 500 m dans les ubacs les plus frais jusqu'à plus de 1.800 m en adrets très ensoleillés.

A l'étage montagnard, qui constitue généralement la limite supérieure des forêts en Corse, le Pin laricio peut être associé au Hêtre (*Fagus sylvatica* L.) et au Sapin pectiné (*Abies alba* Mill.). Cependant, ceux-ci occupent essentiellement les secteurs humides et frais des ubacs qui sont moins favorables au Pin laricio. Au supra-méditerranéen et en limite inférieure de son aire de répartition, il se mélange au Pin maritime (*Pinus pinaster* Aiton.) et au Chêne vert (*Quercus ilex* L.) présents à l'état d'individus isolés, essences typiques des altitudes plus basses et parfois présents jusqu'au littoral (Gamisans, 1981).

Les pinèdes à Pin laricio des étages supra-méditerranéens, dont le recouvrement est souvent compris entre 70 % et 80 %, sont fortement marquées par une épaisse strate arbustive essentiellement composée de Bruyère arborescente (*Erica arborea* L.) et parfois de Bruyère à balai (*Erica scoparia* L.). Cette strate arbustive est souvent associée à certaines espèces thermophiles typiques comme la Germandrée scorodoine (*Teucrium scorodonia* L.), ainsi qu'à quelques espèces mésophiles qui sont surtout présentes aux étages supérieurs, comme le Gailllet à feuilles rondes (*Galium rotundifolium* L.).

Les pinèdes à Pin laricio des étages montagnards, lorsqu'elles se situent sur des reliefs peu accidentés, sur de faibles pentes ou sur des sols relativement profonds, se présentent sous la forme de peuplements denses accompagnés d'un cortège floristique adapté à la faible pénétration de la lumière. On y retrouve le Gailllet à feuilles rondes (*Galium rotundifolium* L.) mais surtout la Luzule du piémont (*Luzula pedemontana* Boiss. & Reut.), espèces également présentes au sein des hêtraies d'ubacs.

L'Aspérule odorante (*Asperula odorata* L.) ou la Luzule blanche (*Luzula nivea* (L.) DC.) sont très présentes dans les hêtraies mais très peu sous le Pin laricio. A l'inverse, des espèces comme la Canche flexueuse (*Deschampsia flexuosa* L.) ou le Brachypode pénné (*Brachypodium pinnatum* (L.) P.Beauv.) sont plus fréquentes en pinède à Pin laricio. La Pyrole à fleurs verdâtre (*Pyrola chlorantha* Sw.) et la Gesse des montagnes (*Lathyrus linifolius* var. *montanus* (Bernh.) Bässler.) sont, quant à elles, des espèces rares et caractéristiques des pinèdes montagnardes à Pin laricio.

Sur fortes pentes, éperon rocheux ou sols superficiels, les pinèdes à Pin laricio forment des peuplements beaucoup moins denses (40% à 70%). Les espèces sciaphiles y sont en compétition avec de nombreux buissons bas comme l'Anthyllide d'Hermann (*Anthyllis hermanniae* L.), le Genêt faux-lobel (*Genista salzmannii* var. *lobelioides* (Gamisans.) Gamisans & Jeanm) ou le l'Epine-vinette de l'Etna (*Berberis aetnensis* C. Presl.), du fait de la luminosité plus importante.

Les pinèdes corses à Pin laricio constituent l'habitat forestier français le plus riche en nombre d'espèces d'oiseaux. On peut en effet observer plus de vingt-huit espèces différentes, parmi lesquelles l'unique espèce d'oiseau endémique du territoire métropolitain, la Sittelle corse (*Sitta whiteheadi*). Cette espèce niche préférentiellement dans les vieilles forêts de Pin laricio, tout comme le Bec-croisé des Sapins (*Loxia curvirostra*). Les autres espèces présentes montrent également une préférence pour les vieilles pinèdes à Pin laricio comme lieu de reproduction (Arrizabalaga *et al.*, 2002).

L'environnement abiotique

Les précipitations annuelles sur l'ensemble des pinèdes à Pin laricio sont généralement comprises entre 800 mm et 1.800mm, pour des températures moyennes situées entre 6°C et 12°C. Ces températures correspondent à l'amplitude thermique de développement du Pin laricio. En période estivale, les précipitations sont très faibles mais ces forêts peuvent supporter jusqu'à deux mois de sécheresse.

Le Pin laricio s'implante sur des sols relativement pauvres et acides. En Corse, les pinèdes à Pin laricio ne se trouvent que sur des terrains siliceux constitués de roches cristallines de type granitiques, parfois rhyolitiques. Ces sols sont d'épaisseurs variables : superficiels sur les pentes accentuées mais pouvant dépasser 1 m d'épaisseur en situation plus plane. Ils sont cependant globalement très riches en pierres et en blocs rocheux. Le Pin laricio est principalement associé à des sols bruns acides peu évolués, le rajeunissement des sols dû à leur érosion rapide limitant leur lessivage (Debazac, 196 ; Rome & Giorgetti, 2007).

Processus clés

Les pinèdes à Pin laricio sont dites climaciques à l'étage montagnard, entre 1.300m et 1.800m, ainsi que sur les versants exposés au sud ou sur les sols les plus secs. Elles y constituent, en effet, l'état d'équilibre final de la succession végétale. Les situations d'ubacs et les stations humides sont quant à elles plus propices aux Hêtres et aux Sapins pectinés.

A l'étage supra-méditerranéen, les pinèdes à Pin laricio se sont, pour la plupart, substituées à d'anciens peuplements de feuillus décidus exploités au point que leur potentiel de semence soit insuffisant pour toute recolonisation. Il agit alors comme une essence pionnière et entre en concurrence avec d'autres essences, principalement caducifoliées. Il ne restera alors dominant que dans les secteurs les plus secs et à sols superficiels.

Les écosystèmes méditerranéens sont fortement soumis mais aussi particulièrement adaptés à différents régimes de perturbations. Ainsi, les incendies apparaissent comme les principaux phénomènes régulateurs des écosystèmes forestiers méditerranéens et en particulier des pinèdes (Fig.25).

Les incendies occasionnels sont absorbés par l'écosystème grâce à sa dynamique naturelle. Mais une fréquence trop importante (réurrence inférieure à 30 ans) entraîne une modification des conditions stationnelles à long terme qui ne permettent plus cette dynamique de succession et inhibent la sylvigénèse (ONF, 2006).

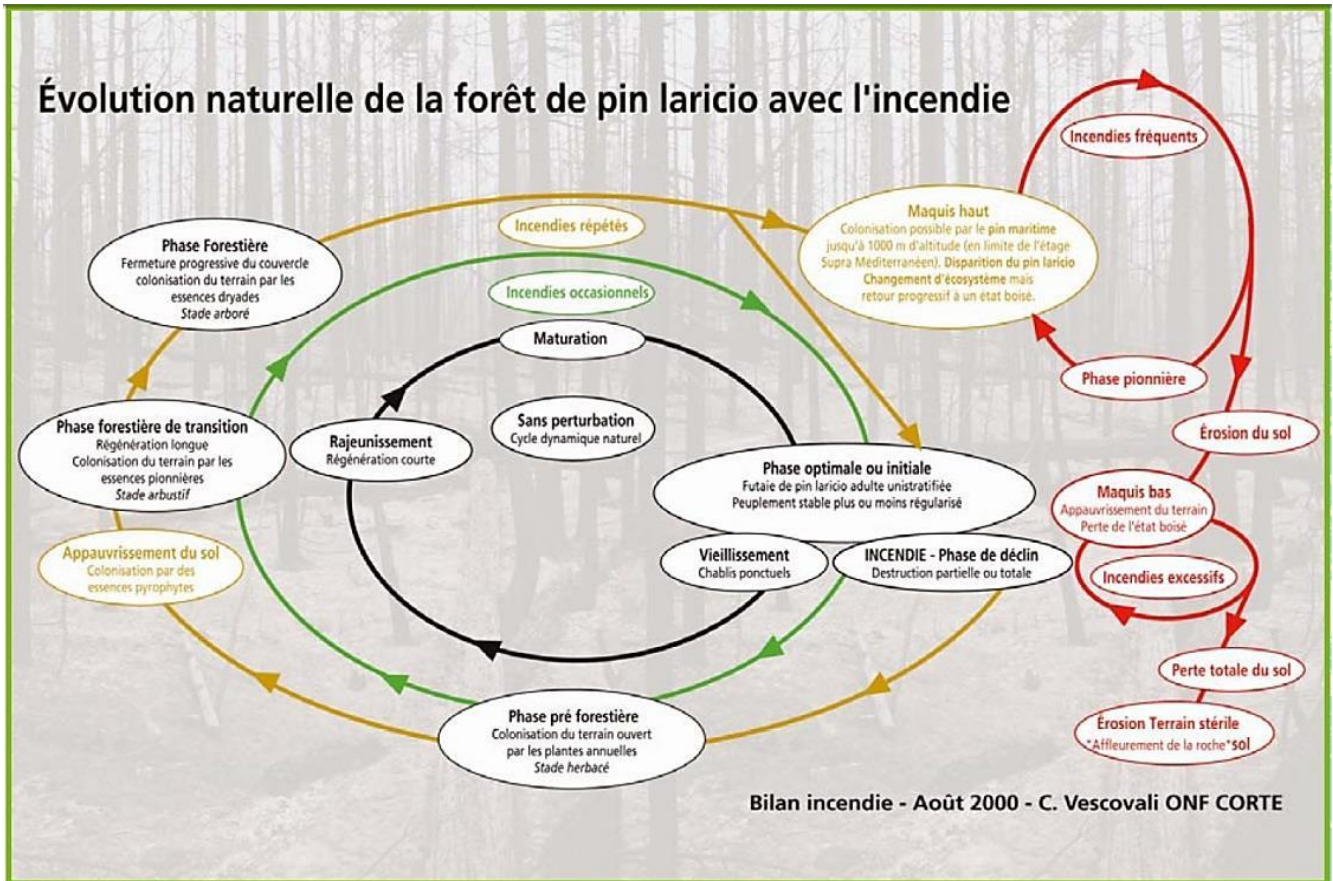


Figure 25 : Régimes d'incendies et cycles du pin laricio (Source : Programme LIFE "Pin laricio")

Distribution

Le Pin laricio de Corse, au sein de son aire naturelle de répartition, n'est essentiellement présent que sur les montagnes corses entre 900 et 1.800 mètres (Fig.26). Le taux de boisement de l'île est supérieur à 46 %, soit une surface boisée supérieure à 400.000 ha. Les pinèdes à Pin laricio en représente environ 7,5 %, soit près de 25.000 ha situés à plus de 80% en forêt publique (ONF, 2011).

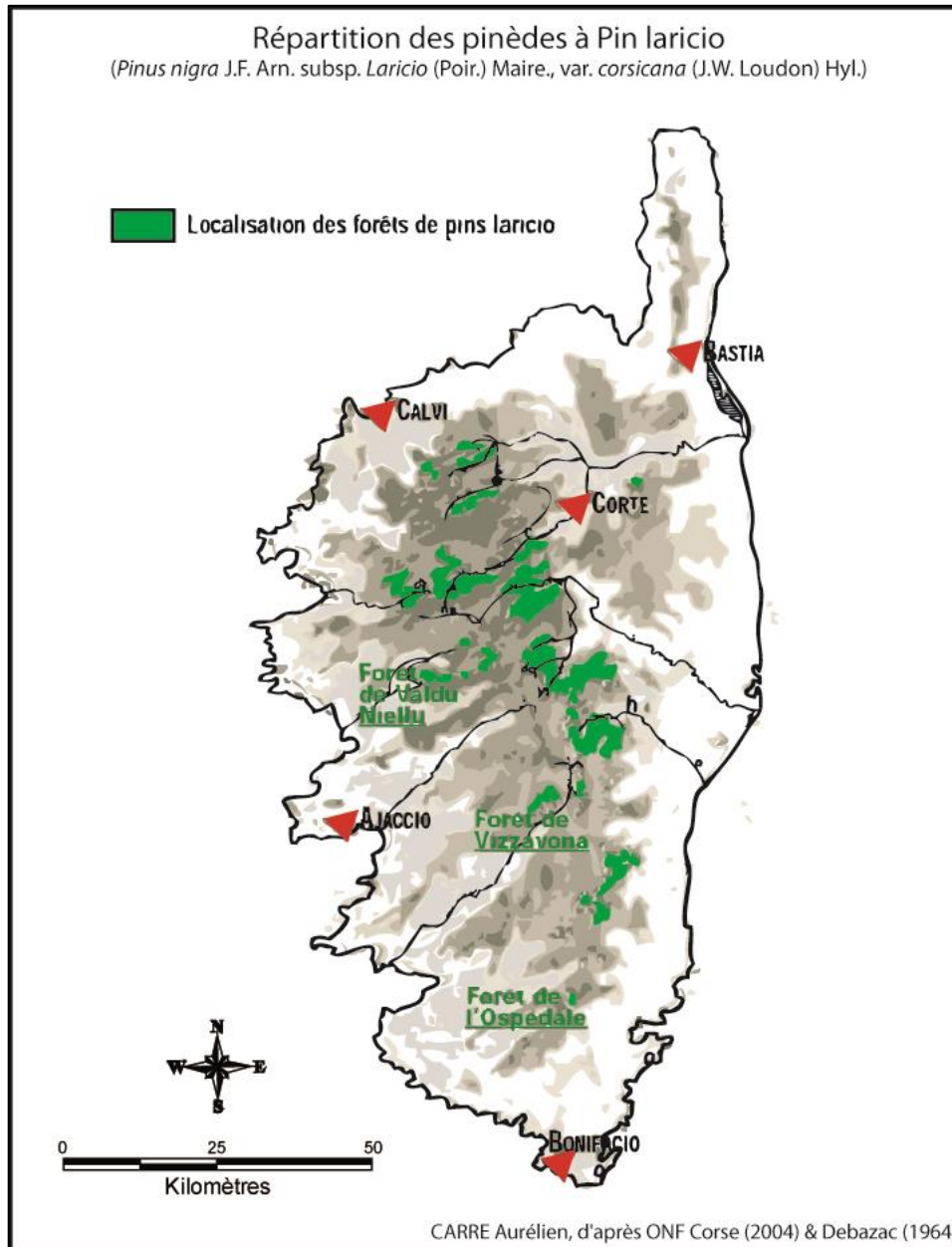


Figure 26 : Répartition naturelle des pinèdes de Pin laricio en Corse

Dans le cadre de l'évaluation de l'état de conservation de l'habitat « pinède (sub)méditerranéennes de pins noirs endémiques », « l'aire de répartition » des pinèdes à Pin laricio de Corse est estimée à 5.100 km². Cette aire de répartition est continue et peut être assimilée à la zone d'occurrence (EOO) définie dans la méthodologie UICN. La « distribution » de l'habitat, ou zone d'occupation (AOO), représente 31 mailles de 10x10 km.

Menaces

Le *Pin laricio* étant un des symboles de la Corse, la gestion forestière a joué un rôle majeur quant à sa représentation actuelle sur l'île. En termes de superficie donc, les pinèdes à *Pin laricio* bénéficient de l'action humaine, qu'elle soit directe parce que l'exploitation forestière favorise sa régénération, ou indirecte lorsque celui-ci colonise des espaces en déprise. L'évaluation de l'état de conservation de l'habitat « Pinèdes (sub)-méditerranéennes de pins noirs endémiques » identifie les incendies comme les uniques pressions et menaces d'importance élevée. Les effets du pastoralisme sur la dégradation de la flore du sous-bois sont décrits comme d'importance moyenne.

Augmentation de la fréquence des incendies :

Le phénomène d'incendie est très présent en Corse où d'importantes surfaces de végétation brûlent chaque année. Les incendies y sont récurrents, d'une part parce que la végétation méditerranéenne est globalement très inflammable et que le climat accentue davantage cette sensibilité au feu, d'autre part parce que 80 % de la surface de l'île est occupée par cette végétation combustible ce qui favorise la propagation des incendies.

La caractérisation du phénomène d'incendie se fait selon trois paramètres : sa fréquence, son intensité et la superficie brûlée :

- Il est scientifiquement admis qu'une fréquence supérieure à un feu tous les 30 ans, peu importe son intensité, entraîne la destruction de tout écosystème forestier, car même les espèces arborescentes les plus adaptées perdent leur facultés de régénération (ONF, 2006).
- L'intensité d'un incendie peut être calculée en kW par mètre de front de feu et dépend de la hauteur des flammes. Ainsi, les incendies peuvent être catégorisés comme faible, moyen ou fort, une intensité de front de feu comprise entre 200 et 2000 kW.m⁻¹ caractérisant les incendies moyens (Curt *et al.*, 2013).
- Enfin, il existe ce qui est défini comme des « très grands incendies », d'une superficie supérieure à 100 ha, de loin les plus ravageurs. Ces incendies ont en effet été responsables de 78 % des surfaces brûlées entre 1997 et 2010 dans le Sud de la France alors qu'ils ne correspondaient qu'à 1% du nombre total d'incendies recensés (Ganteaume & Jappiot, 2013).

L'étude des pollens accumulés dans les sédiments depuis la dernière période glaciaire, il y a 11.000 ans, permet de connaître une version relativement solide de l'histoire des peuplements forestiers et de la fréquence des incendies en Corse. Ainsi, on sait que cette fréquence est restée stable jusqu'à il y a 5.500 ans, soit de 4 à 5 feux par 1.000 ans (1 feu tous les 200 ans). Puis elle est devenue beaucoup plus variable et certains secteurs ont montré une diminution très importante du nombre d'incendies, attribuable à l'élimination de la végétation combustible du sous-bois par effet du surpâturage. Pourtant, à l'échelle de l'île, la fréquence des feux est actuellement de 1 feu tous les 91 ans, soit près de deux fois supérieure à ce qu'elle était par le passé (Carcaillet & Leys, 2011 ; ONF, 2011).

Depuis les débuts de la présence de l'homme en Corse, ses activités constituent la principale cause de départs de feux, en particulier suite à des mises à feu pastorales ou volontaires diverses. Au cours des quinze dernières années pourtant, la part des mises à feu pastorales dans les origines d'incendies est passée de 40 % à 13 %. Les mises à feu volontaires représentaient toujours 42 % des départs de feu en 2009. En outre, le nombre d'incendies comme les surfaces brûlées ont fortement diminué depuis 1996, à l'exception de l'année exceptionnellement sèche de 2003.

En Corse, ce sont principalement les prairies, les fruticées (landes) et les maquis bas qui apparaissent le plus confrontés aux incendies : lors des importants incendies de 2003 par exemple, 59 % des 23.000 hectares incendiés sont des prairies ou des landes et seuls 6 % concernaient des forêts de conifères (Fig.27).

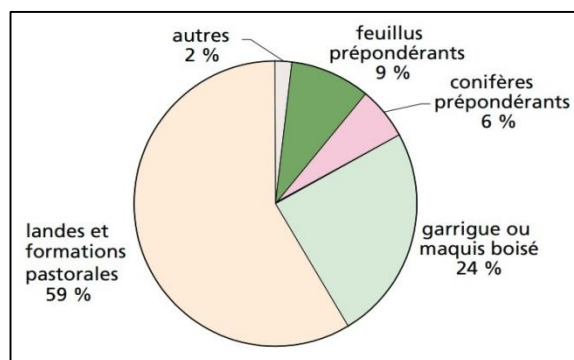


Figure 27 : Répartition des surfaces incendiées en 2003 par type de peuplement (source : IFN, 2003)

Entre 1973 et 2007, la zone méditerranéenne française a subi plus de 95.000 départs de feux brûlant quelques 850.000 ha de végétation, dont le tiers uniquement en Corse. La forêt corse représente plus de 2 % des surfaces incendiées chaque année, soit la part la plus importante sur l'ensemble de la région méditerranéenne française (Vallauri *et al.*, 2009).

Le Pin laricio, comme les autres espèces du genre *Pinus*, peut résister à des feux de faible intensité et présente surtout une bonne capacité de régénération : l'incendie permet la libération de graines stockées dans les cônes de l'arbre et augmente leurs chances de germination grâce à l'élimination des principales espèces compétitrices et à l'enrichissement des sols par les cendres et les charbons. Cependant, le couvert peu dense des peuplements de Pin laricio favorise le développement d'un sous-bois épais et très combustible, ce qui accroît le risque d'incendie en pinède à Pin laricio par rapport aux autres types de forêt. Des expérimentations ont montré d'autre part que le Pin laricio était beaucoup plus sensible aux incendies que le Pin maritime, son principal compétiteur des basses et moyennes altitudes. Au même âge le Pin laricio est en effet moins haut et moins large que le Pin maritime, son écorce est plus fine et il présente plus de branches basses, il est par conséquent plus inflammable (Fernandes *et al.*, 2008).

Une augmentation de la fréquence des incendies altérerait profondément le fonctionnement des pinèdes à Pin laricio, ces écosystèmes ne pouvant plus atteindre leur stade mature. Les pinèdes à Pin laricio pourraient alors être remplacées par des forêts de Chêne vert et des pinèdes à Pin maritime à l'étage supra-méditerranéen, ainsi que sur une large partie de l'étage montagnard, par défaut de régénération.

Aridification du climat méditerranéen :

Au cours du 20^{ème} siècle et surtout depuis les années 1960, presque toutes les espèces de pins méditerranéens ont montré une productivité en nette croissance, notamment du fait de l'augmentation de la concentration en CO₂ dans l'atmosphère. Cependant, depuis la fin des années 1990, l'évolution en cours du climat méditerranéen et en particulier l'augmentation généralisée des températures accompagnée de la réduction des pluies estivales et printanière a eu des conséquences inquiétantes sur l'ensemble de ces pinèdes méditerranéennes. En effet, plusieurs événements climatiques habituellement exceptionnels se sont succédé et ont inversé cette tendance d'accroissement de productivité. Même des espèces très résistantes, comme le Pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.), ont été affectées (Fig.28).

L'évolution de la productivité du Pin sylvestre (*Pinus sylvestris* L.), qui en zone méditerranéenne est en extrême limite de son aire de répartition, était déjà décroissante au cours du siècle dernier et s'est complètement effondrée depuis l'an 2000, accompagnée de nombreux dépérissements. Ce dépérissement rapide « rappelle que les écosystèmes peuvent avoir une réaction très brutale lorsque des seuils critiques sont franchis » Vennetier *et al.*, 2011).

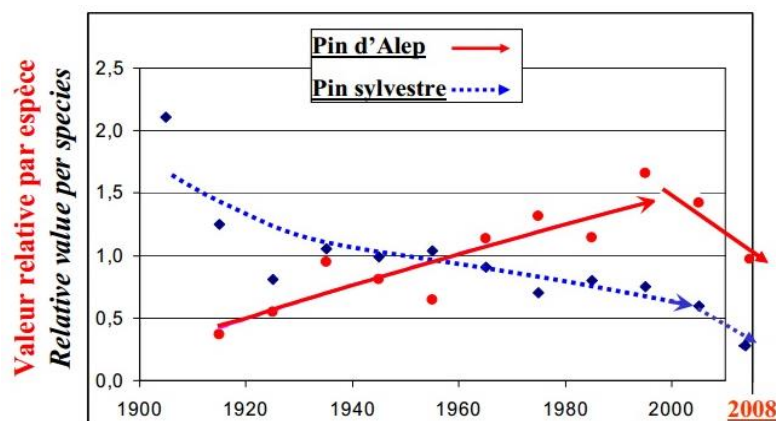


Figure 28 : Evolution de la productivité des pins méditerranéens depuis le début du 20^{ème} siècle
(Source : Vennetier et al., 2011)

La Sittelle Corse, espèce d'oiseau dont la survie dépend exclusivement de l'état des pinèdes à pin laricio, pourrait être rapidement affectée par la perturbation de la fructification du pin laricio. Celle-ci se nourrit exclusivement de ses graines, dont la taille et le nombre seraient amenés à fortement diminuer (Vennetier *et al.*, 2011). Globalement, un climat plus sec et plus chaud affecterait l'ensemble des écosystèmes forestiers à Pin laricio, de la faune du sol aux bactéries et aux champignons, d'autant plus que les réserves utiles en eau de la plupart des sols de Corse ont été réduites par le passage d'incendies.

Augmentation de la concentration en Ozone troposphérique :

L'ozone troposphérique est issu de la réaction entre les polluants dits « primaires » comme l'oxyde d'azote, issus de la combustion d'hydrocarbures et de certains composés organiques volatils d'origine anthropique ou naturelle. Cette réaction est longue et complexe, les lieux de fortes concentrations en ozone troposphérique sont ainsi souvent éloignés des foyers de production des polluants incriminés. Cet ozone est différent de l'ozone stratosphérique, il est contenu dans la basse atmosphère et a de graves conséquences sur la santé humaine et sur l'ensemble de la flore et de la faune. La zone méditerranéenne comprend de vastes zones urbaines et industrielles depuis lesquelles les masses d'air entraînent ces polluants « primaires » sur de longues distances. C'est au cours de ce déplacement que se forme l'ozone. Le fait que la Méditerranée soit presque entièrement cernée de montagnes favorise la descente de ces masses d'air vers la côte, qui sont ensuite entraînées vers le large pour former des sortes de « couches réservoirs », très riches en ozone.

Cet ozone troposphérique s'avère être une des sources du dépérissement constaté des pinèdes méditerranéennes, en second plan après la multiplication des périodes de sécheresse (Dalstein *et al.*, 2008). C'est en Corse que l'on observe le plus grand nombre d'espèces de plantes présentant des symptômes confirmés dus à l'ozone : plus de 40 % sur une placette étudiée et principalement des espèces de clairière. Les aiguilles de Pins laricio y présentent également des symptômes d'ozone sous forme de marbrures et de ponctuations particulières.

Pression d'herbivorie par les animaux d'élevage en divagation :

En Corse, ce sont les animaux domestiques en divagation qui ont le plus fort impact sur le fonctionnement des écosystèmes forestiers (ONF, 2011). Davantage encore que la grande faune sauvage (cerf de Corse, mouflon de Corse, sanglier), ces animaux en divagation exercent une pression continue sur les jeunes arbres ainsi que sur l'ensemble de la végétation basse. Ils affectent également la capacité de régénération naturelle des essences forestières et modifient les cycles de matières au sein de ces écosystèmes.

Ce pâturage de sous-bois a ainsi pu conduire à un net appauvrissement de la végétation basse. Ceci contribue à limiter le risque d'incendies mais altère considérablement le fonctionnement écologique des écosystèmes, en supprimant une large partie des apports nutritifs aux sols (Carcaillet & Leys, 2011).

Historiquement, ce sont principalement des bovins et des porcins que les éleveurs ont installés librement au sein des forêts corses. Ces animaux étaient en effet le plus souvent menés dans des zones peu accessibles et à ressources alimentaires diffuses, comme les forêts de Chêne vert ou les pinèdes à Pin laricio et Pin maritime, contrairement aux ovins et caprins économiquement plus rentables et pour lesquels les meilleures prairies étaient le plus souvent réservées (Saïd & Auvergne, 2000).

La présence actuelle d'animaux domestiques en divagation relève en partie de ces pratiques pastorales, que certains éleveurs continuent de mettre en œuvre, mais il s'agit également d'une des conséquences de la déprise rurale corse observée au cours du XX^{ème} siècle. L'abandon de l'agriculture ainsi que de nombreux troupeaux a amené un certain nombre d'animaux à se disperser sur l'ensemble des massifs forestiers, retournant à l'état « sauvage » et perturbant l'équilibre des populations sauvages autochtones. Rappelons toutefois qu'il y a 7.000 ans seules 3 espèces de micro-mammifères étaient présentes en Corse, contre 39 aujourd'hui (dont 22 espèces de chiroptères) (ONF, 2011).

Exploitation anthropique :

Avant 1860, les coupes forestières en Corse n'étaient régies par aucun document de gestion et il s'agissait de coupes réalisées selon la demande. C'est pourquoi au cours de l'exploitation réalisée par les génois, entre 1260 et 1770, les forêts de feuillus de basses altitudes ainsi que les Hêtres et les Sapins les plus accessibles de l'étagage montagnard ont été largement exploités, favorisant l'extension du Pin laricio alors peu prisé (ONF, 2006).

Sous la période napoléonienne par contre, le Pin laricio était sans conteste l'espèce la plus recherchée et les sylviculteurs ont dès lors favorisé sa régénération, par retrait des essences compétitrices. L'exploitation du Pin laricio a de plus été rapidement encadrée, notamment après l'annexion de la Corse en 1768, d'abord par des ordonnances, puis par la mise en place du code et du régime forestier en 1827 et enfin par les accords Blondel de 1852, partageant les forêts entre l'Etat et les communes.

A partir de 1860 se généralise le traitement en futaie régulière par affectation permanente, dont la révolution fut fixée à 120 ans. Les pinèdes étaient alors largement composées de vieux arbres, présentant un risque de perte de qualité. Ce traitement en futaie régulière a entraîné le renouvellement de nombreux peuplements matures avec, dans certains cas, un remplacement par d'autres essences. L'exploitation s'est ensuite fortement tournée vers les très vieux bois à partir de 1900, provoquant une pénurie de vieux Pins laricio dans les zones les plus accessibles (ONF, 2006). Enfin, depuis les années 1970, les traitements sylvicoles se sont largement diversifiés dans un souci de préservation de la ressource, des paysages et des intérêts écologiques de ces pinèdes mais avec la contrainte de la difficile commercialisation du petit bois (30 à 45 cm de diamètre).

L'exploitation des pinèdes à Pin laricio a conduit à une sous-représentation, au sein des forêts les plus accessibles, des stades matures. Ces vieilles forêts de Pin laricio sont déjà limitées en superficie de par la récurrence des incendies en Corse, ainsi que par la substitution du Pin laricio, notamment par le Pin maritime (*Pinus pinaster* Aiton.), après certaines coupes rases non gérées ou par défaut de régénération après un incendie.

Application de la méthodologie de la « Liste rouge des écosystèmes de l'UICN »

Critère A : Réduction de la distribution spatiale

Le critère A comporte 3 sous-critères pour évaluer la réduction de l'étendue de l'écosystème : au cours des 50 dernières années (A1), pour les 50 prochaines années ou période de 50 ans incluant le présent et l'avenir (A2), depuis 1750 ou date proche (A3). Les seuils retenus pour les différentes catégories (VU, EN, CR) sont $\geq 30\%$, $\geq 50\%$, $\geq 80\%$ pour A1 et A2, $\geq 50\%$, $\geq 70\%$, $\geq 90\%$ pour A3.

A.1 Evolution au cours des 50 dernières années :

L'étude de Debazac réalisée en 1964 estime la superficie des peuplements purs de pinède à Pin laricio à 22.000 ha. La superficie de ces peuplements est actuellement estimée à 25.000 ha d'après les données issues de l'Inventaire Forestier National, sans doute suite à des études plus précises sur leur répartition. Cet habitat ne montre donc aucune régression significative au cours des 50 dernières années.

L'état de conservation de l'habitat « Pinède (sub)-méditerranéennes de pins noirs endémiques » évalué à 3 % la valeur maximale de l'amplitude d'évolution de la superficie des pinèdes à Pin laricio, au cours des 20 dernières années. Les tendances à court et moyen termes (10 et 20 dernières années) de la surface des pinèdes à Pin laricio sont ainsi estimées comme ayant été stables voire légèrement négatives : quelques grands incendies ont eu lieu mais ils ont souvent été suivis de régénérations du Pin laricio. Celui-ci a également colonisé de nouveaux espaces, consécutivement à la déprise pastorale. Entre 1970 et 2000 en effet, la SAU totale de la Corse a diminué de près de 150.000 ha (Collectivité Territoriale de Corse, 2007).

Les pinèdes à Pin laricio de Corse sont par conséquent évalué **Peu-Concerné (LC)** selon le sous-critère A1.

A.2 Evolution calculée ou estimée au cours des 50 prochaines années ou période de 50 ans incluant le présent et l'avenir :

La probabilité de régression de la distribution des pinèdes à Pin laricio au cours des 50 prochaines années dépendra principalement de l'évolution du climat et des régimes d'incendies. En effet, les pratiques anthropiques ont au contraire un impact plutôt positif sur leur maintien. Les observations de terrain montrent également que le Pin laricio progresse au sein des fruticées montagnardes du fait de la déprise agricole et pastorale, la superficie de ces espaces en recolonisation par la végétation arborée à l'étage montagnard étant estimée à près de 40.000 ha (Panaïotis, comm. pers.).

L'analyse des données actuelles suggère que les montagnes corses seront moins rapidement touchées par les changements du climat méditerranéen que les zones de plus basses altitudes ou les littoraux. Ce sont donc en premier lieu les pinèdes de l'étage supra-méditerranéen, situées en limite inférieure de l'aire de répartition du Pin laricio, qui seront les premières concernées par une possible régression de leur étendue du fait de l'évolution du climat (Vennetier *et al.*, 2011).

Les changements climatiques en cours devraient également conduire à une aggravation du risque d'incendies naturels sous climat méditerranéen (Rigolot, 2008). En effet, l'intensification du déficit hydrique et l'augmentation du nombre d'évènements exceptionnels, dont les sécheresses et les épisodes orageux, vont à la fois favoriser le nombre de départs de feu et la propagation des incendies.

L'augmentation de la fréquence des incendies encouragerait alors à la substitution à long terme du Pin laricio par le Pin maritime, là où leurs aires de répartition se joignent. Ce dernier présente un risque de mortalité plus faible et une meilleure capacité de régénération post-incendie (Pimont *et al.*, 2011). Les effets à court termes de la progression de la Cochenille du Pin (*Matsucoccus feytaudi* Duc.) en Corse, qui depuis près de 20 ans est responsable d'une importante mortalité du Pin maritime, ne doivent cependant pas être sous-estimés (Cazaux *et al.*, 2009).

Les pinèdes à Pin laricio n'encourent *a priori* pas de risque majeur de réduction de leur distribution au cours des 50 prochaines années, le sous critère A.2 est donc évalué **Peu-Concerné (LC)**.

A.3 Evolution historique récente, depuis le milieu du XVIIIème siècle (1750) selon les données disponibles :

Les études concernant l'histoire des peuplements de Pin laricio en Corse montrent que la répartition de cet habitat forestier n'a guère connu d'évolutions majeures au cours des deux derniers siècles, bien qu'elle ait pu être affectée par diverses perturbations. En termes de progression, l'exploitation ancienne des forêts de chênes décidus des basses altitudes a favorisé l'expansion du Pin laricio vers les limites inférieures de son aire de répartition. De même, l'exploitation des Hêtres et des Sapins des étages montagnards les plus accessibles a pu favoriser l'expansion des pinèdes à Pin laricio, bien que ces essences soient plus complémentaires que compétiteurs du Pin laricio (ONF, 2006).

En revanche, l'augmentation de la fréquence des incendies au cours des derniers siècles a pu entraîner le remplacement de certains peuplements de Pin laricio par des peuplements de Chêne vert ou de Pin maritime, plus efficaces pour se régénérer. La progression des forêts de Chêne vert en Corse remonte cependant à plus d'un millénaire, en lien avec le développement du pastoralisme et du débroussaillage par le feu (Carcaillet *et al.*, 1996).

Les phases de régénération initiées par des coupes rases et censées redonner vigueur aux peuplements de Pin laricio ont également pu entraîner des substitutions d'essences, en formant des fruticées ou des espaces recolonisés par le Bouleau verruqueux (*Betula pendula* Roth.) ou par le Pin maritime (ONF, 2006).

L'évaluation de l'état de conservation de cet habitat estime la surface de référence comme « *approximativement égale à la valeur actuelle* », les pinèdes à Pin laricio de Corse apparaissent donc également **Peu-Concerné (LC)** selon le sous-critère A.3.

Critère B : Répartition géographique restreinte

Le critère B évalue les écosystèmes à faible zone d'occupation, à faible zone d'occurrence ou à nombre de localités très réduit, et montrant ou pouvant montrer un déclin continu en termes de répartition, de qualité ou d'interactions biotiques.

L'habitat des pinèdes corses à Pin laricio correspond à un écosystème à répartition géographique restreinte, de par sa zone d'occurrence (EOO) de 5.100 km² et sa zone d'occupation (AOO) de 31 mailles de 10x10 km (Fig.29).

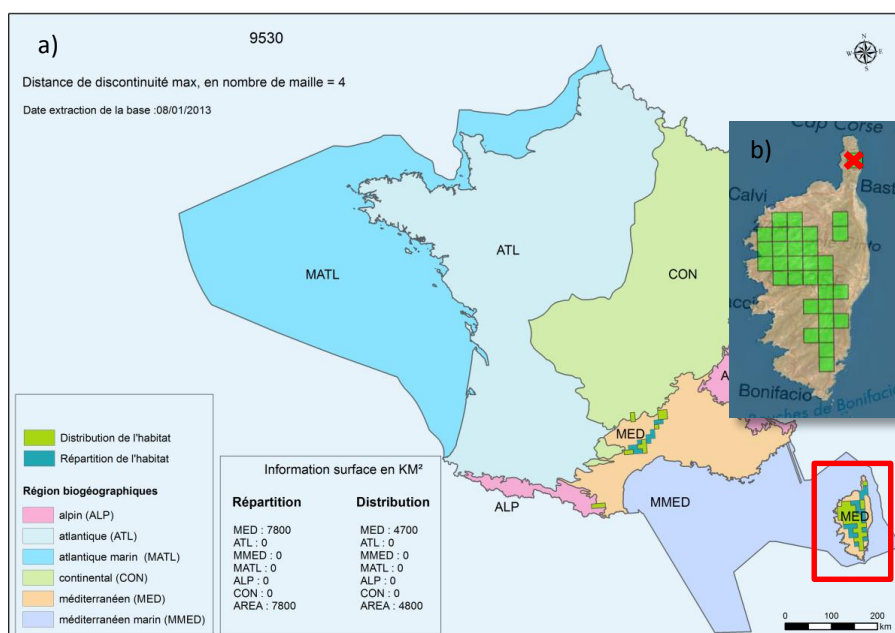


Figure 29 : Distribution (a) et répartition (b) de l'habitat 9530 « Pinèdes (sub-)méditerranéennes à pin noirs endémiques, Pin de Salzmann et Pin laricio de Corse »

La méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes définit la « localité » d'un habitat comme étant « une zone géographique ou écologique distincte au sein de laquelle un unique événement serait capable d'affecter rapidement l'écosystème considéré ». Le nombre de « localités » est ainsi à déterminer par rapport à la menace la plus importante, soit dans le cas des pinèdes à Pin laricio, le phénomène d'incendies.

La collectivité territoriale de Corse a défini, dans le cadre de son « Plan de protection des forêts et des espaces naturels contre les incendies en Corse » (PPFENI) une cartographie de « l'Aléa Moyen Annuel » des incendies en Corse (Collectivité territoriale de Corse, 2007). Ce zonage se base sur deux approches relatives à cet aléa, l'une réelle correspondant à l'évaluation statistique des incendies de plus de 50 ha sur la période 1981-2003 et l'autre théorique, donnant l'indice de combustibilité de la végétation. Le tout est rapporté à un maillage composé de mailles d'une superficie de 400 ha. Cette cartographie permet de délimiter sept (7) « localités » de pinède à Pin laricio pouvant être affectées par un unique incendie : soit un massif continu dont une partie se trouve dans une zone à « aléa élevé » ou à « aléa très élevé », soit des forêts discontinues au sein d'une zone d'une même intensité, « aléa élevé » ou « aléa très élevé ». Cette carte permet également de délimiter cinq (5) autres « localités » de pinède à Pin laricio à aléa modéré ou moyen (Fig.30).

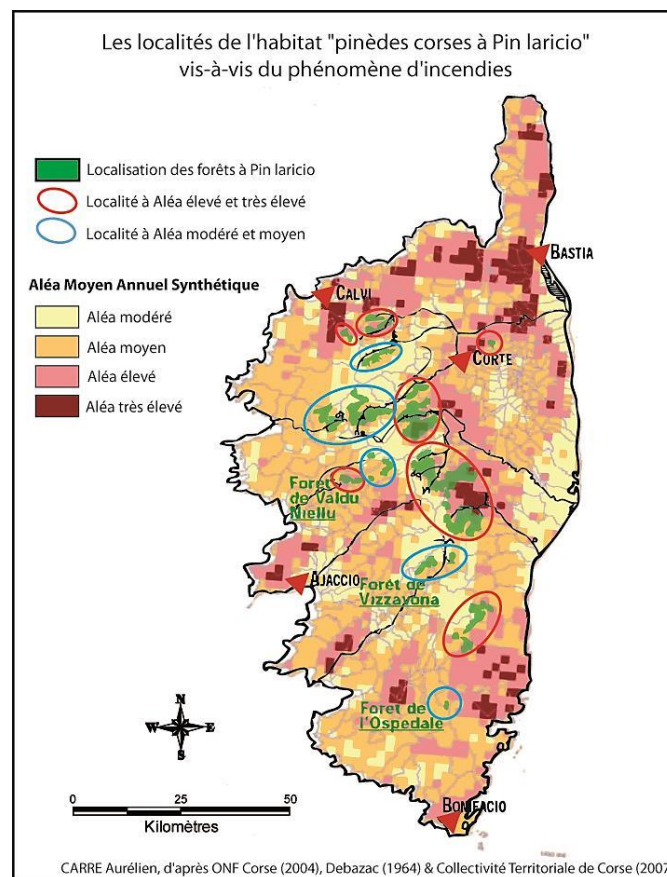


Figure 30 : Identification des localités de l'habitat de Pinède à Pin laricio en fonction du risque d'incendie

Ce nombre de « localités », comme défini dans la méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes, pourrait également être défini en fonction de la superficie susceptible d'être affectée par un très grand incendie.

En 2003, année record en termes d'incendies, 23.000 ha de végétation (59 % de landes et fruticées, 6 % de pinèdes) ont été brûlés en Corse. Seuls sept incendies d'une superficie comprise entre 1.100 ha et 5.500 ha, représentant moins de 1 % du nombre de départs de feux, ont été responsables de 70 % de ces surfaces brûlées, tout type de végétation confondu. Le nombre de localités des pinèdes à Pin laricio (25.000 ha) serait ainsi situé entre 5 et 10, dans l'hypothèse où ces grands incendies ne se développeraient qu'au sein des grands massifs des forêts de Pin laricio.

Enfin, la Corse ne pourrait être considérée que comme une unique « *localité* » au sens de l’UICN, dans la mesure où l’ensemble de l’air potentielle des pinèdes à Pin laricio, soit l’ensemble des étages montagnard, supra-méditerranéen et les stations fraîches du méso-méditerranéen, est globalement confrontée au risque d’incendies.

On retiendra cependant que compte tenu du morcellement de l’écosystème sur le territoire corse, de l’existence de dispositifs de « *coupure de combustible active* » et des données fournies par la cartographie de « *l’Aléa Moyen Annuel Synthétique* », le nombre de « *localités* » de pinèdes à Pin laricio est supérieur à 10.

B.1 Zone d’occurrence :

L’habitat forestier des pinèdes corses à Pin laricio n’est pas soumis à un déclin continu, ni susceptible d’y être soumis au cours des 20 prochaines années. Cependant, sa zone d’occurrence de 5.100 km² permettrait de l’évaluer *En Danger (EN)* pour un nombre de « *localités* » inférieur à 5, ou *Vulnérable (VU)* pour un nombre de « *localités* » compris entre 5 et 10.

Le nombre de « *localités* » estimé comme égal à 12 est très proche des valeurs limites pour que cet écosystème soit évalué *Vulnérable (VU)*, il est par conséquent justifié de retenir le statut ***Quasi-menacé (NT)*** pour le sous-critère B.1ciii.

B.2 Zone d’occupation :

La zone d’occupation de 31 mailles permettrait également d’évaluer l’habitat comme *Vulnérable (VU)* pour un nombre de « *localités* » compris entre 5 et 10, nous retiendront donc également pour le sous-critère B.2ciii le statut ***Quasi-menacé (NT)***.

B.3 Localités :

Le nombre de localité a donc été estimé comme étant supérieur à 10 et cet écosystème n’est par ailleurs pas susceptible de s’effondrer dans un avenir proche. Le critère B.3 est évalué ***Peu-Concerné (LC)***.

Critère C : Dégradations environnementales issues de la modification de paramètres abiotiques

Le critère C comporte 3 sous-critères pour évaluer la dégradation de l’écosystème suite à des modifications de paramètres abiotiques : sur les 50 dernières années (C1), pour les 50 prochaines années ou période de 50 ans incluant le présent et l’avenir (C2), depuis 1750 ou date proche (C3). La catégorie de menace (VU, EN, CR) découle de l’intensité de la dégradation (sévérité relative $\geq 30\%$, $\geq 50\%$, $\geq 80\%$) et de la proportion de l’écosystème qui est concernée ($\geq 30\%$, $\geq 50\%$, $\geq 80\%$). Pour C3, ces seuils sont portés à $\geq 50\%$, $\geq 70\%$, $\geq 90\%$. Le croisement des deux seuils les plus faibles de sévérité relative et d’étendue concernée n’est pas suffisant pour valider la catégorie Vulnérable (VU).

C.1 Modification de paramètres abiotiques au cours des 50 dernières années :

Variable : régimes d’incendies

La fréquence actuelle des incendies en Corse est statistiquement plus de deux fois supérieure à la fréquence historique, calculée par analyses palynologiques. Pourtant, l’efficacité des moyens humains mis en œuvre pour lutter contre la propagation des incendies depuis le milieu des années 1980, notamment par la mise en place d’un « *Plan de protection des forêts et des espaces naturels contre les incendies en Corse* » (PPFENI), a permis de réduire considérablement leurs emprises annuelles mais surtout le nombre de grands incendies. L’étendue des incendies reste cependant très variable selon les années (Fig.31).

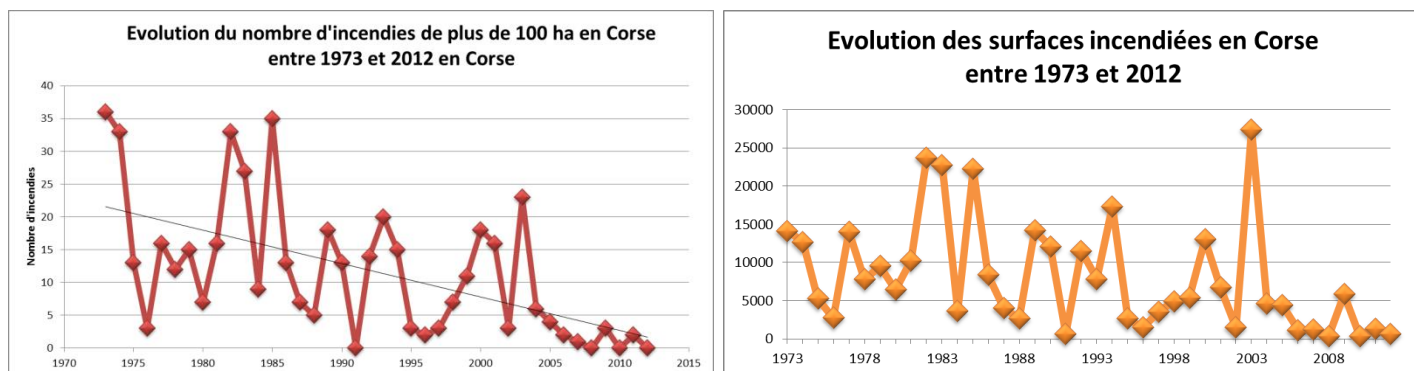


Figure 32 : Evolutions du nombre et des surfaces des incendies en Corse (Source : Prométhée, 2013)

On constate également que le nombre de départs d'incendies a diminué de moitié au cours des 20 dernières années. Différentes actions publiques ont en effet conduit à une évolution des pratiques pastorales en Corse, notamment à une diminution des mises à feu pour le défrichage des maquis en encourageant la diversification des usages de ces espaces ruraux combustibles. En Haute-Corse, le nombre de mises à feu pastorales comme origines d'incendies a été divisé par 7 depuis 1996 (Fig.32), elles représentaient auparavant jusqu'à 40 % des origines d'incendies (Irstea, 2010).

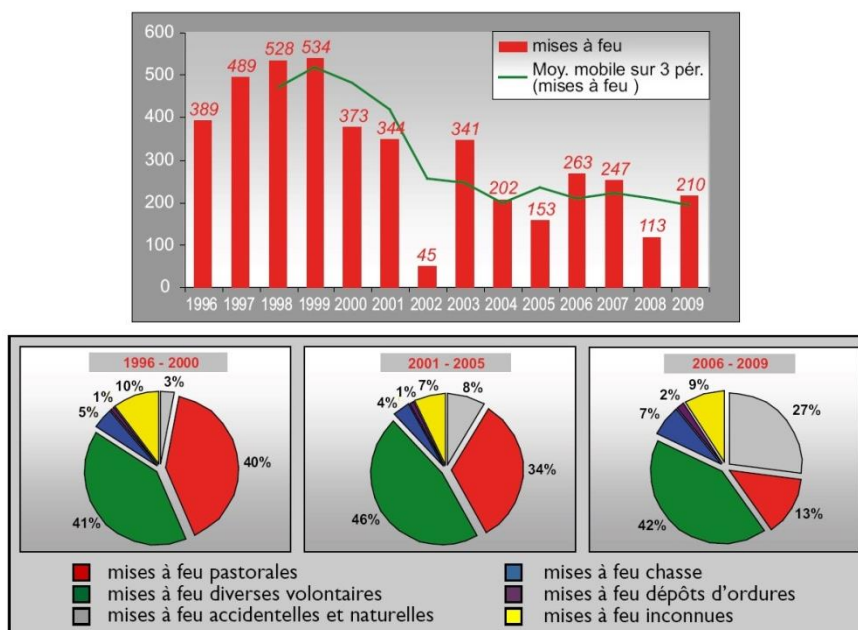


Figure 31 : Evolution des mises à feu et de leurs origines en Haute Corse, entre 1996 et 2009 (Source : Irstea, 2010)

Enfin, la cartographie de l'enveloppe des incendies de 1955 à 2011 montre que moins de 30 % des forêts de Pin laricio ont été touchées par un incendie au cours de cette période et que seule une petite fraction a subi le passage répété de 2 ou 3 feux (Fig.33).

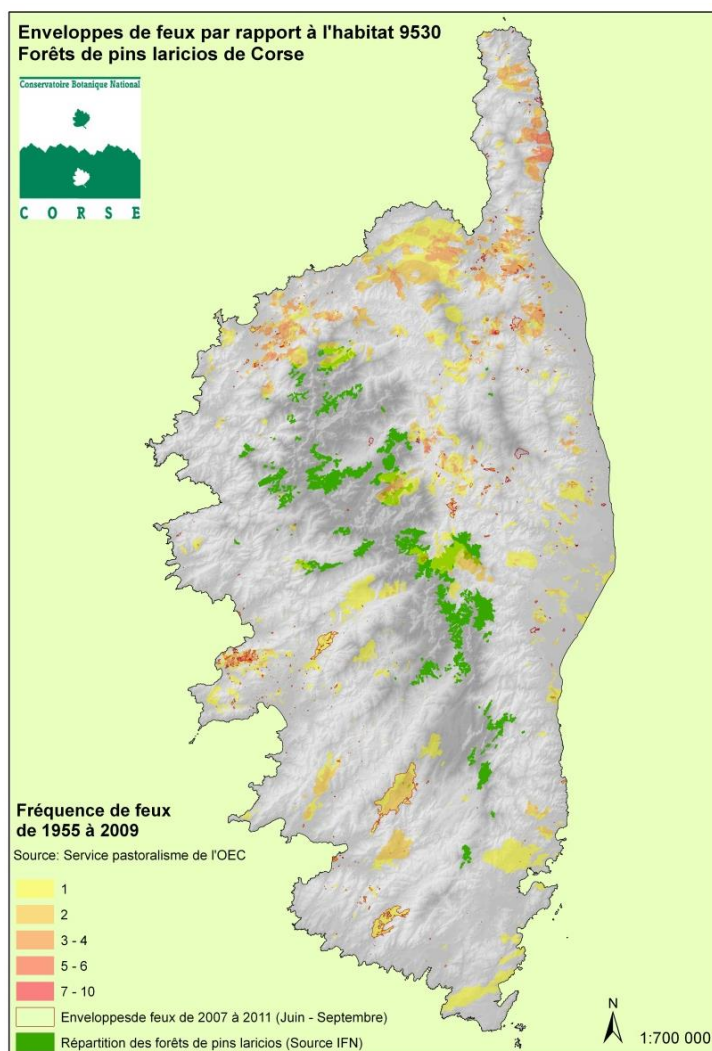


Figure 33 : Forêts de *Pin laricio*, enveloppes et fréquence des feux en Corse de 1955 à 2011
(Source : OEC)

Variable : concentration en ozone troposphérique

La concentration en ozone troposphérique est en constante augmentation dans le monde, la Méditerranée apparaissant comme la région d'Europe la plus touchée. En Corse, la concentration moyenne d'ozone dans l'air entre 2000 et 2006, durant la période de végétation (avril-octobre), était comprise entre 75 et 84 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Cette concentration est une des plus élevées de France, avec celles observées dans les grands massifs montagneux (Cecchini & Croise, 2008). Pourtant, les effets observés ne sont pas qualifiés comme d'une très grande gravité et aucun dépérissement de *Pin laricio* due à l'ozone n'a été constaté (Dalstein *et al.*, 2008 ; Bonneau, 2013).

Variable : aridification

Il y a eu moins d'épisodes de sécheresse en Corse que sur le continent et les Pins laricio qui se développent en altitude, à l'inverse des autres espèces de pins méditerranéens comme le Pin d'Alep, n'ont pas encore subi de ralentissement de croissance ou de réduction de leur capacité de reproduction. La similarité de l'autoécologie des différents pins méditerranéens suggère que les Pins laricio les plus vulnérables sont ceux qui se trouvent à l'étage supra-méditerranéen, à moins de 900 mètres d'altitude. (Vennetier *et al.*, 2011).

La faible empreinte des incendies sur les forêts de Pin laricio, l'impact limité de l'augmentation récente de la teneur en ozone troposphérique sur la végétation ainsi que la stabilité constatée des paramètres climatiques des montagnes corses confèrent à l'habitat des pinèdes corses à Pin laricio le statut **Peu-Concerné (LC)** selon le sous-critère C1.

C.2 Modification de paramètres abiotiques calculée ou estimée au cours des 50 prochaines années ou période de 50 ans incluant le présent et l'avenir :

Variable : aridification

Au cours du XXI^{ème} siècle, le climat méditerranéen va très certainement évoluer vers une aridité plus marquée, entraînant une augmentation du stress hydrique pour l'ensemble de la végétation. Celle-ci sera par conséquent plus sèche donc plus inflammable qu'elle ne l'est déjà. Il est ainsi très probable que le risque d'incendie augmente, ce qui se traduirait par des périodes plus fréquentes de risques extrêmes, un allongement des saisons propices aux incendies, un nombre croissant de départs de feux et surtout un nombre plus important de très grands incendies.

Cependant, l'influence directe de ces changements climatiques sur les pinèdes à Pin laricio en Corse ne serait perceptible qu'à partir du milieu du XXI^{ème} siècle et essentiellement pour les pinèdes des plus basses altitudes, en limite inférieure de leur aire de répartition (Vennetier *et al.*, 2011). Les montagnes corses vont en effet jouer un rôle de refuge climatique pour les pinèdes à Pin laricio.

Variable : concentration en ozone troposphérique

Les réglementations appliquées en faveur de la réduction des émissions des particules responsables de la formation d'ozone troposphérique montrent déjà leurs résultats, sa concentration diminue de 0.43 % par an dans les espaces ruraux méditerranéens. Les villes apparaissent dorénavant comme les plus confrontées au problème de l'ozone troposphérique où la concentration mesurée est en augmentation de 0.64 % chaque année (Sicard *et al.*, 2013).

Le sous-critère C2 est évalué comme **Peu-Concerné (LC)**.

C.3 Modification de paramètres abiotiques depuis le milieu du XVIII^{ème} siècle (1750) selon les données disponibles :

Variable : fréquence d'incendies

De nombreuses études ont révélé que la fréquence naturelle des incendies en Corse était d'environ 1 feu tous les 200 ans, il y a 5.000 à 10.000 ans. Au cours des 5.000 dernières années et surtout depuis 2.000 ans, cette fréquence a été multipliée par 2 à l'échelle de l'île, conduisant à d'importantes modifications du couvert forestier et notamment à la nette progression du Chêne vert (*Quercus ilex* L.) (Carcaillet *et al.*, 1997 ; Carcaillet & Leys, 2011). Cependant, l'augmentation de la fréquence des incendies a des origines bien antérieures à 250 ans.

Le sous-critère C3 est donc également évalué comme **Peu-Concerné (LC)**.

Critère D : Perturbations des processus et des interactions biotiques issues de modifications de paramètres biotiques

Le critère D comporte 3 sous-critères pour évaluer les perturbations des interactions biotiques qui ont lieu au sein de l'écosystème: au cours des 50 dernières années (D1), pour les 50 prochaines années ou période de 50 ans incluant le présent et l'avenir (D2), depuis 1750 ou date proche (D3). La catégorie de menace (VU, EN, CR) découle de l'intensité de la perturbation (sévérité relative $\geq 30\%$, $\geq 50\%$, $\geq 80\%$) et de la proportion de l'écosystème qui est concernée ($\geq 30\%$, $\geq 50\%$, $\geq 80\%$). Pour C3, ces seuils sont $\geq 50\%$, $\geq 70\%$, $\geq 90\%$. Le croisement des deux seuils les plus faibles d'étendue concernée et de sévérité relative n'est pas suffisant pour valider la catégorie VU.

D.1 Modification de paramètres biotiques au cours des 50 dernières années :

Variable : sylviculture

Particulièrement développée depuis 1970, l'exploitation du Pin laricio concerne actuellement 8.700 ha de surface fonctionnelle de production, sur les 20.000 ha de pinèdes en domaines publics (ONF, 2011). Cette exploitation s'est traduite par une diversification des faciès au sein des peuplements, avec notamment l'apparition de jeunes peuplements et de peuplements régularisés par parquets. La difficulté de commercialisation du bois de petit diamètre impose aux forestiers de limiter leurs actions sur l'entretien des peuplements en régénération, ainsi que de favoriser une production de gros bois d'œuvre. Principalement gérés en futaie par parquet jusqu'au début des années 1990, la prise en compte de la biodiversité et la multifonctionnalité croissante des espaces forestiers a entraîné à la fois une diversification et une extension des traitements sylvicoles à d'autres peuplements qu'à ceux uniquement destinés à la production de bois. Ceci, notamment en faveur de la mise en valeur des paysages, de la préservation d'intérêts écologiques ou pour la protection des enjeux humains (ONF, 2006).

Variable : pression d'herbivorie

Les pinèdes à Pin laricio forment un habitat défini comme prioritaire au niveau européen, ce qui implique que « l'état de conservation » de cet habitat doit être évalué pour tout « aménagement forestier » (outils de planification des actions à mener dans les forêts qui relèvent du régime forestier) proposé. Ainsi, à l'heure actuelle, 11.258 ha de pinède à Pin laricio ont été évalués sur les 20.913 ha de pinèdes publiques, soit 54 %. En moyenne, il apparaît que 51 % de ces 11.258 ha sont évalués en état « altéré », la principale raison étant un « pâturage trop fort » (51 % des cas) (Tiger, comm. pers.).

Ces évaluations indiquent qu'environ 12 % des pinèdes corses à Pin laricio présente un état altéré en conséquence de l'abrutissement par les troupeaux en liberté, sachant que seule la moitié des pinèdes a été évaluée.

La catégorie retenue pour le sous-critère D1 est par conséquent **Données-Insuffisantes (DD)**.

D.2 Modification de paramètres biotiques calculée ou estimée au cours des 50 prochaines années ou période de 50 ans incluant le présent et l'avenir :

Variable : Composition de la strate arborescente

La gestion multifonctionnelle de la forêt en Corse conduit à une plus grande diversité des traitements sylvicoles (futaie irrégulière, taillis-sous-futaie, taillis simple, etc.), prenant alors davantage en compte l'ensemble des autres biens et services que ces écosystèmes peuvent rendre à la société. Dans ce contexte, l'influence anthropique sur les interactions biotiques au sein des forêts de Pin laricio serait moins néfaste pour la biodiversité. Cependant, ces actions de gestion ne seront plus cantonnées aux seules forêts exploitées mais étendues à tous les types de peuplement.

Le Pin maritime est présent en parquet, au sein des futaies de Pin laricio, à hauteur de 1.200 ha. Celui-ci se régénère en effet plus efficacement que le Pin laricio après des éclaircies ou des incendies. Cette substitution se limite cependant à l'étagé supra-méditerranéen et le Pin maritime apparaît de plus extrêmement menacé par la

Cochenille du Pin, responsable d'une mortalité de l'ordre de 30 % depuis 2000, en Corse (Cazaux *et al.*, 2009 ; ONF, 2011).

La progression du Pin maritime à l'étage supra-méditerranéen concerne actuellement moins de 10 % des pinèdes à Pin laricio et il est impossible de prévoir sa progression au cours des 50 prochaines années.

Le sous-critère D2 est ainsi évalué **Données-Insuffisantes (DD)**.

D.3 Modification de paramètres biotiques depuis le milieu du XVIIIème siècle (1750) selon les données disponibles :

Variable : sylviculture

L'exploitation du Pin laricio a eu une incidence très faible sur le fonctionnement de ces forêts jusque vers le milieu du XIXème siècle. D'abord parce que le Pin laricio n'était pas l'essence la plus recherchée, puis parce qu'elle n'a concerné que les zones très accessibles et qu'elle s'est réalisée dans un contexte social difficile (ONF, 2006). Par la suite, la proportion de pinèdes exploitées s'est agrandie et l'exploitation s'est tournée vers l'extraction de très vieux arbres, parfois de manière significative.

Il a cependant été constaté une augmentation de 37 % du nombre d'arbres de gros diamètre au sein de l'ensemble des forêts productives de Pin laricio (16.000 ha) entre 1842 et 1982. En effet, l'insuffisance du réseau de dessertes a contraint cette exploitation à se concentrer sur les pinèdes les plus accessibles et déjà soumises à des activités pastorales, aux abords des villages et sur les lignes de crêtes. Les forêts de Pin laricio ont alors pu atteindre des états de futaie-clairière très dégradés, alors que l'essentiel des pinèdes de montagne étaient hors d'atteinte (ONF, 2006).

L'exploitation historique du Pin laricio n'a concerné qu'une très faible partie de l'étendue totale de ces pinèdes, bien que cette activité associée aux pratiques pastorales ait pu y engendrer d'intenses perturbations.

La catégorie retenue pour le sous-critère D3 est **Peu-concerné (LC)**.

Critère E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème:

Il n'existe aucune modélisation du risque d'effondrement des pinèdes à Pin laricio de Corse, celle-ci relèverait en grande partie de l'évolution du régime d'incendies qui ne peut être modélisée.

Conclusion

Les pinèdes corses à Pin laricio représentent un écosystème de 25.000 ha, confiné sur une seule île et confronté à un risque important d'incendies. Ces incendies sont susceptibles de prendre une ampleur considérable et de pouvoir affecter rapidement une grande partie de ces forêts. L'habitat forestier « *pinèdes corses à Pin laricio* » est donc évalué **Quasi-menacé (NT)** en raison de sa faible zone d'occurrence (EOO), sa faible zone d'occupation (AOO) et son nombre de localité à peine supérieur à 10, d'après l'estimation qui peut en être fait compte tenu de la répartition de l'habitat et du zonage réalisé de l'aléa incendie.

Les pinèdes corses à Pin laricio	Critère A	Critère B	Critère C	Critère D	Critère E
Sous-critère 1	LC	NT	LC	DD	DD
Sous-critère 2	LC	NT	LC	DD	
Sous-critère 3	LC	LC	LC	LC	

Personnes ressources :

Brigitte Poulin : Tour du Valat
Christophe Panaïotis : CBNC-OEC
Farid Bensettiti : SPN-MNHN

Laetitia Hugot : OEC
Muriel Tiger : ONF Corse

Bibliographie

Les hêtraies métropolitaines :

- Bastien Y., 2001** *Futaie régulière*, Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts ENGREF, 27p.
- Beltrando G., 2011** *Le changement climatique et la forêt métropolitaine française*, prolongation du résumé étendu publié dans les actes du XXIV^e colloque de l'Association Internationnal de Climatologie « Climat montagnard et risques », Rovereto (Italie), 6-10 septembre 2011, 24p.
- Bensettiti F., Rameau J.-C., Chevalier H., (coord), 2001** « *Cahiers d'habitats* » *Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire*, Tome 1 – Habitats forestiers, MATE/MAP/MNHN, Ed. La Documentation française, Paris, 2 volumes, 339p + 423p + CD.
- Bilger I., 2004** *Hêtre*, CEMAGREF, 1p.
- Coddeville P., Ulrich E., Lanier M., Croise L., 2008** *Quelles sont les tendances globales des dépôts atmosphériques humides en France ?*, Rendez-vous techniques de l'ONF, hors-série n°4 « 15 ans de suivi des écosystèmes forestiers. Résultats, acquis et perspectives de RENECOFOR », pp 65-70.
- Coutin R., 1995** *La faune des arthropodes du Hêtre*, Fiche pédagogique, Insectes n°96, pp 13-16.
- Dambrine E., Pollier B., Poszwa A., Ranger J., Probst A., Viville D., Biron P., Granier A., 1998** *Evidence of current soil acidification in spruce (Strengbach catchment, Vosges mountains, Nort-Eastern France)*, Water, Air and Soil Poll., 105, pp 43-52.
- Davies C. E., Moss D., O Hill M., 2004** *Eunis habitat classification revised 2004*, European Environment Agency, 307p.
- Dreyfus P., Curt T., Rameau J.-C., 2005** *Le Hêtre : Dynamiques de recolonisation*, Revue forestière française LVII, Vol.2, pp 189-200.
- Dupouey J.-L., Sciama D., Koerner W., Dambrine E., Rameau J.-C., 2002** *La végétation des forêts anciennes*, Revue Forestière Française n° LIV, pp 521-532.
- E Silva D., 2010** *Ecologie du Hêtre (Fagus sylvatica L) en marge sud-ouest de son aire de distribution*, Thèse de l'Université de Nancy, 192 p + annexes.
- Gandois L., Probst A., Dumat C., 2010** *Modelling trace metal extractability and solubility in French forest soils by using soil properties*, European Journal of Soil Science Vol. 61, pp 271-286.
- Gilg O., 2004** *Old-Growth Forests, characteristics, conservation and monitoring*, Habitat and species management, Technical Report n°74 bis, ATEN, 99p.
- Goudet M., 2011** *Bilan de la santé des forêts 2011, Le réseau systématique de suivi des dommages forestiers en 2011*, Département de la santé des forêts, 15p.
- Granier A., Badeau V., Bréda N., 1995** *Modélisation du bilan hydrique des peuplements forestiers*, Revue Forestière Française Vol XLVII, numéro spécial, pp 59-68.
- Jussy J.-H., Koerner W., Moares C., Dambrine E., Dupouey J.-L., Zeller B., Benoît M., 2000** *Influence de l'usage ancien des sols sur le cycle de l'azote dans les forêts vosgiennes*, Etude et gestion des Sols Vol.8, 2, pp 91-102.
- Landmann G., Bonneau M., 1995** *Forest decline and atmospheric deposition effects in the French mountains*, Springer, 461p.
- Landmann G., Dupouey J.-L., Badeau V., Lefevre Y., Breda N., Nageleisen L.-M., Chuine I., Lebourgeois F., 2007** *Le Hêtre face aux changements climatiques*, Les rendez-vous techniques de l'ONF, Hors-série n°2, pp 29-38.
- Lebourgeois F., 2005** *Approche dendroécologique de la sensibilité du Hêtre (fagus Sylvatica L.) au climat en France et en Europe*, Revue Forestière Française LVII.
- Legout A., 2008** *Cycles biogéochimiques et bilans de fertilité minérale en hêtraie de plaine*, Thèse de l'ENGREF, 179p + annexes.
- Leguédois S., Party J.-P., Dupouey J.-L., Gauquelin T., Gégout J.-C., Lecareux C., Badeau V., Probst A., 2011** *La carte de végétation du CNRS à l'ère du numérique*, Cybergeog : European Journal of Geography [en ligne], consulté le 18 avril 2013. URL : <http://cybergeog.revues.org/24688> ; DOI : 10.4000/cybergeog.24688
- Lequy E., 2012** *Dépôts atmosphériques particuliers sur les écosystèmes forestiers de la moitié Nord de la France : influence sur les cycles biogéochimiques*, Thèse de l'Université de Lorraine, 198 p.
- Louvel J., Gaudillat V. & Poncet L., 2013** *EUNIS, European Nature Information System, Système d'information européen sur la nature. Classification des habitats. Traduction française. Habitats terrestres et d'eau douce*, MNHN-DIREV-SPN, MEDDE, Paris, 289p.
- Marage D. & Gegoug J.-C., 2009** *Importance of soil nutrients in the distribution of forest communities on a large geographical scale*, Global Ecology & Biogeography Vol.18, pp 88-97.
- Mertens P., Perez A., Robert A., Riboux A., Bay E., 2011** *L'adaptation biologique et écologique des hêtraies européennes et wallonnes aux changements climatiques : Etat de la situation*, Forêt Wallonne n°111, pp 33-56.

- Moncoulon D., Probst A., Party J.-P., 2004** *Weathering, atmospheric deposition and vegetation uptake : role for ecosystem sensitivity to acid deposition and critical load*, 10p.
- Nageleisen L.-M & Huart O., 2005** *Problèmes sanitaires d'actualité en hêtraie : La maladie du Hêtre dans les Ardennes*, Revue Forestière Française n° LVII, pp 249-254.
- Nageleisen L.-M. & Reuter J.-C., 2007** *Dépérissements de Hêtre : retour sur les situations de crise de la hêtraie au cours de la dernière décennie*, Bilan de la santé des forêts en 2006, Département de la santé des forêts, 7p.
- Nageleisen L.-M., 2005** *Une diversité insoupçonnée des insectes liés au Hêtre*, Revue Forestière Française LVII, pp 263-272.
- Nicolas M., Dambrine E., Ulrich E., 2008** *Evolution de l'acidité et dynamique des éléments nutritifs en forêt, premiers bilans*, Rendez-vous techniques de l'ONF, hors-série n°4 « 15 ans de suivi des écosystèmes forestiers. Résultats, acquis et perspectives de RENECOFOR », pp 70-76.
- Nilsson P. & Grenfelt J., 1988** *Critical loads for sulphur and nitrogen*, report of the Skokloster Workshop, Miljörapport 15, Nordic council of ministers, Copenhagen.
- Office Nationale des Forêts, Direction Technique, 2007** *Gestion des hêtraies dans les forêts publiques françaises*, Rendez-vous techniques de l'ONF, hors-série n°2, 112p.
- Party J.-P., Probst A., Dambrine E., Thomas A.-L., 1995** *Critical loads of acidity to France: sensitivity areas in the north-eastern France*, Water, Air and Soil Pollution Vol.85, 1-4, pp 2407-2412.
- Pecquet P., 2011** *Enjeux et stratégies de substitution du Hêtre en plaine*, Mémoire de fin d'études Agro Paris Tech – ENGREF, 66 p + annexes.
- Piedallu C., 2012** *Spatialisation du bilan hydrique des sols pour caractériser la distribution et la croissance des espèces forestière dans un contexte de changement climatique*, Thèse de l'Ecole Doctorale ParisTech (Nancy), 281p.
- Piedallu C., Perez V., Gegout J.-C., Lebourgeois F., Bertrand R., 2009** *Impact potentiel du changement climatique sur la distribution de l'Epicéa, du Sapin, du Hêtre et du Chêne sessile en France*, Revue Forestière Française LXI, pp 567-593.
- Poli Marchese E. & Puzzolo V. 1999** *Floristic composition, physiognomic and structural aspects of the Fagus sylvatica L. Forests of the Mt. Etna Natural Park (Southern Italy)*, Annali di botanica Vol. LVII, Sapienza Università di Roma, pp 105-120.
- Probst A., Moncoulon D., Godderis Y., Party J.-P., 2004** *National Focal Center report : France. In Critical Loads and Dynamic Modelling Result*, Hettelingh J.-P., Posch M., Slootweg (eds.), CEE Progress Status report 2004 RIVM, n°259101014/2004, pp 71-76.
- Probst A., Moncoulon D., Leguedois S., Party J.-P., Dambrine E., 2008** *Qu'a apporté le réseau pour le calcul des charges critiques en polluants atmosphériques en France ?* Rendez-vous techniques de l'ONF – hors-série n°4, pp 77-81.
- Steffen W., Hughes L., Karoly D., 2013** *Climate Commission - The critical decade: Extreme Weather*, IGCC, 68p.
- Le Tacon F., Selosse M.-A., Gosselin F., 2000** *Biodiversité, fonctionnement des écosystèmes et gestion forestières, Première partie*, Revue Forestière Française LII, pp 447-496.
- Teissier du Cros E., 1981** *Le Hêtre*, Quae, 613 p.
- Ulrich E., 2005** *Effet de l'ozone sur la végétation forestière. Introduction générale dans la problématique*, Rendez-vous techniques de l'ONF n°9, pp 6-12.
- Ulrich E., Cecchini S., 2005** *Concentration d'ozone en zone forestière et symptômes d'ozone observés sur la végétation dans le réseau Renécofor*, Rendez-vous techniques de l'ONF n° 10, pp 3-11.
- Vallauri D., Grel A., Granier E., Dupouey J.-L., 2012** *Les forêts de Cassini. Analyse quantitative et comparaison avec les forêts actuelle*. Rapport WWF/INRA, Marseille, 64p + CD.
- Vizoso S., 2004** *Effets combinés de l'augmentation de la concentration atmosphérique en CO₂ et du niveau de fertilisation azotée sur la gestion du carbone et de l'azote chez le chêne pédonculé (Quercus Robur) et le Hêtre (Fagus sylvatica)*, Thèse de l'université Henri Poincaré, Nancy 1, 122p.
- Von Wuhlich G., 2012** *Fiche technique d'EUFORGEN pour la conservation génétique et l'utilisation du Hêtre commun (Fagus sylvatica)*, Version française par Collin E. & Musch B. (CRGF) et Technicis-traductions. Biodiversity International, Rome, Italie, et Min. Agriculture, Paris, France, 6 p.

Les sapinières et pessières métropolitaines :

- Abgrall J-F., 2000** *Conséquences prévisibles des tempêtes sur les composantes biotiques des écosystèmes forestiers, gestion de leur dynamique, La tornade de décembre 1999, risques sanitaires et stratégies de gestion*, Dossier de l'environnement de l'INRA n°20, pp 65-90.
- Archaux F., Boulanger V., Camaret F., Corcket E., Dupouey J.-L., Forgeard F., Heuzé P., Lebret-Gallet M., Marell A., Payet K., Ulrich E., Behr P., Bourjot L., Brethes A., Chevalier R., Dobremez J.-F., Dumas Y., Dume G., Foret M., Kieffer C., Mirlyaz W., Picard J.-F., Richard F., Savoie J.-M., Seytre L., Timbal J., Touffet J., Triesch S., 2009** *RENECOFOR - Dix ans de suivi de la végétation forestière : avancées méthodologiques et évolution temporelle de la flore (1994/95-2005)*. Editeur : Office National des Forêts, Direction Technique et Commerciale Bois, ISBN 978 – 2 – 84207 – 339 – 8, 456 p.
- Augusto L., 2000** *Etude de l'impact de quelques essences forestières sur le fonctionnement biogéochimique et la végétation de sols acides*, Thèse de l'Université Henri Poincaré, Nancy-I, 90p + annexes.
- Ballon P., Guibert B., Hamard J.-P., Guillon N., Guillon N., Boscardin Y., 1999** *Sensibilité de quelques essences forestières de reboisement à l'abrutissement par le chevreuil (Capreolus capreolus)*, Revue Forestière Française LI Vol.1, pp 20-34.
- Bartoli, 2003** *La dynamique naturelle de l'Epicéa (Picea abies (L.) Karts.) dans les Pyrénées françaises*, Acta Botanica Barcinonensia Vol. 49, Barcelona, pp 281-290.
- Beilhe F., Carcaillet C., Chauchard S., 2009** *Élévation de la limite supérieure du Sapin pectiné (Abies alba) depuis 1950 en Maurienne, Savoie*, Travaux Scientifiques Parc National de la Vanoise XXIV, pp 45-56.
- Bensettiti F., Rameau J.-C., Chevalier H., (coord), 2001** « Cahiers d'habitats » *Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire*, Tome 1 – Habitats forestiers, MATE/MAP/MNHN, Ed. La Documentation française, Paris, 2 volumes, 339p + 423p + CD.
- Bilger I., 2004** *Sapin pectiné*, Cemagref, 1p.
- Bodin J., 2010** *Observed changes in mountain vegetation of the Alps during the XXth century. Role of climate and land-use changes*, Thèse de l'Université de Nancy, 156p+annexes.
- Bonneau M., 1985** *Le « nouveau dépérissement » des forêts, symptômes, causes possibles, importance éventuelle de la nature des sols*, Science du sol n° 1983/4, pp 239-251.
- Boulanger V., 2010** *Pression d'herbivorie et dynamique des communautés végétales : Influence à court et moyen termes des populations de cervidés sur la diversité des communautés végétales en forêt*, Thèse de l'Université de Nancy, 289p.
- Carcaillet C. & Muller S. D., 2005** *Holocene tree-limit and distribution of Abies alba in the inner French Alps: anthropogenic or climatic changes?*, Boreas Vol.34, pp 468-476.
- Cinotti B., 1996** *Evolution des surfaces boisées en France : Proposition de reconstitution depuis le début du XIXe siècle*, Revue Forestière Française XLVIII Vol.6, pp 547-562.
- Davies C. E., Moss D., O Hill M., 2004** *Eunis habitat classification revised 2004*, European Environment Agency, 307p.
- Département de la Santé des Forêts, 2004** *Le typographe, Ips typographus L. 1758*, 2p.
- Département de la Santé des Forêts, 2006** *Le dendroctone de l'Epicéa*, Information Santé des Forêts, 4p.
- Département de la Santé des Forêts, 2011** *Bilan de la santé des forêts 2011*, Le réseau systématique de suivi des dommages forestiers en 2011, 15p.
- Département de la Santé des Forêts, 2012** *La Lettre du DSF*, Lettre du DSF n°45, 12p.
- Dupouey J.-L., Sciamia D., Koerner W., Dambrine E., Rameau J.-C., 2002** *La végétation des forêts anciennes*, Revue Forestière Française LIV Vol.6, pp 521-532.
- Egli S. & Brunner I., 2002** *Les mycorhizes, une fascinante biocénose en forêt*, Note pour le praticien, Institut fédéral de recherches WSL, 8p.
- Engesser R., Forster B., Odermatt O., 2000** *Tous les Sapins blancs n'atteignent pas le ciel*, Dossier Sapin Blanc, Centre de sylviculture de montagne (CSM), 4p.
- European Commission, 2013** *Interpretation manual of European Union habitats*, EUR 28, European Commission, DG Environment, 146p.
- Fuhr M., Clouet N., Cordonnier T., Berger F., 2010** *Gestion multifonctionnelle des forêts de montagnes, quels compromis entre les fonctions de protection et de conservation ?*, Sciences Eaux & Territoire n°3, la revue d'IRSTEA, pp 20-25.
- Gomez N., 2012** *Quel avenir pour le Sapin et l'Epicéa ? Synthèse bibliographique sur l'autoécologie et la vulnérabilité comparée du Sapin et de l'Epicéa dans le cadre des changements climatiques*, Les Rendez-vous techniques de l'ONF n°36-37, ONF, pp 3-6.

- Guérin C. & Saint-Andrieux C., 2002** *Régénérations naturelles de chêne et de Sapin soumises à l'abroustissement : densité de semis initiale et proportion de l'essence sont les facteurs de réussite*, Rapport scientifique, 5p.
- Heuzé P. & Klein F., 2002** *Analyse de la structure verticale : une nouvelle approche pour évaluer l'impact des cervidés sur la régénération forestière*, Rapport scientifique, 6p.
- Heuzé P., 2002** *Impact à moyen terme des grands herbivores sauvages sur le renouvellement de la hêtraie-Sapinières des Hautes Vosges*, Thèse de l'Université de Metz, 137p + annexes.
- Heuzé P., Schnitzler A., Klein F., 2005** *Consequences of increased deer browsing winter on silver fir and spruce regeneration in the Southern Vosges mountains: Implications for forest management*, Annals of Forest Science Vol.62, pp 175-181.
- Landmann G., Bonneau M., Adrian M., 1987** *Le dépérissement du Sapin pectiné et de l'Epicéa commun dans le massif vosgien est-il en relation avec l'état nutritionnel des peuplements ?*, Revue Forestière Française XXXIX, pp 5-11.
- Lebourgeois F., 2006** *Réponse au climat du Sapin (Abies Alba Mill.) et de l'Epicéa (Picea abies (L.) Karst.) dans le réseau RENECOFOR*, Revue Forestière Française LVIII Vol.5, pp 419-432.
- Louvel J., Gaudillat V. & Poncet L., 2013** *EUNIS, European Nature Information System, Système d'information européen sur la nature. Classification des habitats. Traduction française. Habitats terrestres et d'eau douce*, MNHN-DIREV-SPN, MEDDE, Paris, 289p.
- Milchunas D. G. & Noy-Meir I., 2002** *Grazing refuges, external avoidance of herbivory and plant diversity*, OIKOS 99:1, pp 113-130.
- Nicolas M., 2009** *Les insectes et la forêt*, Le rôle des insectes dans les écosystèmes forestiers, CRPF de Bretagne, 9p.
- Pauly H., 2006** *Le dendroctone de l'Epicéa en France : situation et mesures de lutte en cours*, Bilan de la santé des forêts en 2005, Département de la Santé des Forêts, 7p.
- Piedallu C., Perez V., Gégout J-C., Lebourgeois F., Bertrand R., 2009** *Impact potentiel du changement climatique sur la distribution de l'Epicéa, du Sapin, du Hêtre et du chêne sessile en France*, Revue Forestière Française LXI, pp 567-593.
- Pinto P., Gégout J-C., Hervé J-C., Dhôte J-F., 2007** *Respective importance of ecological conditions and stand composition on Abies alba Mill. Dominant height growth*, Forest Ecology and Management n°255, pp 619-629.
- Plas G., Valadon A., Fady B., 2008** *Conservation des ressources génétiques du Sapin pectiné en France (Abies alba)*, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche DGPAAT, 4p.
- Pongé J-F., André J., Bernier N., Gallet C., 1994** *La régénération naturelle : connaissances actuelles. Le cas de l'Epicéa en forêt de Macot (Savoie)*, Revue Forestière Française XLVI, pp 25-45.
- Riou-Nivert P., 2005** *Les résineux, Tome II : Ecologie et pathologie*, Institut pour le développement forestier, 448p.
- Senn-Irlet B., Egli S., Boujon C., Küchler H., Küffer N., Neukom H-P., Roth J-J., 2012** *Protéger et favoriser les champignons*, Note pour le praticien, Institut fédéral de recherches WSL, 12p.
- Skroppa T., 2003** *Fiche technique d'EUFORGEN pour la conservation génétique et l'utilisation de l'Epicéa commun (Picea abies)*, Version française par Fady B. et Collin E. (CRGF) et Technicis-traductions. Biodiversity International, Rome, Italie, et Ministère de l'Agriculture, Paris, France, 6p.
- Van de Sype H., 2004** *Epicéa commun*, INRA, 1p.
- Wolf H., 2008** *Fiche technique d'EUFORGEN pour la conservation génétique et l'utilisation du Sapin pectiné (Abies alba)*, Collin E., traducteur, Biodiversity International, Rome, Italie, 6p.

Les chênaies sclérophylles méditerranéennes de Chêne vert :

- Avon M., Ragueneau S., Teule M., 2008** *Environnement : Territoires d'habitats diffus : vulnérabilité et évaluation participative*, Rapport n°3 final, Programme D2RT 2005, CERFISE/HIGHTECH, 138p.
- Badeau V., Dupouey J.-L., Cluzeau C., Drapier J., 2007** *Aires potentielles de répartition des essences forestières d'ici 2100*, Rendez-vous techniques de l'ONF, hors-série n°3 « Forêt et milieux naturels face aux changements climatiques », pp 62-66.
- Barbero M., 1995** *Evolution des espaces forestiers et de la faune sauvage en Provence – Côte d'Azur. Quels modes de gestion ?*, Forêt méditerranéenne T.XVI n°3, pp 349-360.
- Bensettiti F., Rameau J.-C., Chevalier H., (coord), 2001** « Cahiers d'habitats » Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Tome 1 – Habitats forestiers, MATE/MAP/MNHN, Ed. La Documentation française, Paris, 2 volumes, 339p + 423p + CD.

- Bonin G., Romane F., 1996** *Chêne Vert et chêne pubescent - Histoire, principaux groupements, situation actuelle*, Forêt méditerranéenne T.XVII, n°3, pp 119-128.
- Cuesta B., Villar-Salvador P., Puertolas J., Rey Benayas J.-M., Michalet R., 2010** *Facilitation of Quercus ilex in Mediterranean shrubland is explained by both direct and indirect interactions mediated by herbs*, Journal of Ecology, Vol.98, pp 687-696.
- Curt T., Borgniet L., Bouillon C., 2013** *Wildfire frequency varies with the size and shape of fuel types in southeastern France: Implications for environmental management*, Journal of Environmental Management Vol.117, pp 150-161.
- Curt T., Marsteau C., 1997** *La gestion des taillis de chênes vert et pubescent dans les garrigues du Gard – Analyse du milieu et de la productivité des peuplements*, Ingénierie – EAT, n°11, pp 71-84.
- Davies C. E., Moss D., O Hill M., 2004** *Eunis habitat classification revised 2004*, European Environment Agency, 307p.
- De Maupeou G., Zeraia L., 2002** *Gestion intégrée de la chênaie verte méditerranéenne : application à deux massifs de la région Languedoc-Roussillon*, Revue Forestière Française Vol.LIV, pp 55-66.
- Ducrey M., 1996** *Recherches et expérimentations sur la conduite sylvicole des peuplements de chêne vert*, Forêt méditerranéenne T.XVII, n°3, pp 151-168.
- FAO, 2013** *Etat des forêts méditerranéennes 2013*, Rome, 213p.
- Ganteaume A., Jappiot M., 2013** *What causes large fires in Southern France*, Forest Ecology and Management Vol.294, pp 76-85.
- Goudet M., 2011** *Bilan de la santé des forêts 2011, Le réseau systématique de suivi des dommages forestiers en 2011*, Département de la santé des forêts, 15p.
- Guénon R., 2010** *Vulnérabilité des sols méditerranéens aux incendies récurrents et restauration de leurs qualités chimiques et microbiologiques par l'apport de composts*, Thèse de l'Université Paul Cézanne, Aix-Marseille III, 218p + annexes.
- Hanens d' G., 1998** *Les peuplements mixtes de Pin d'Alep et chênes en Provence – Comment pérenniser le mélange des essences ?*, Forêts méditerranéennes T.XIX, n°3, pp 261-266.
- Jacquet K., Prodon R., 2009** *Measuring the postfire resilience of a bird-vegetation system: a 28-year study in a Mediterranean oak woodland*, Oecologia, Vol.161, pp 801-811.
- Lampin C., & Jappiot M., Ferrier J.-P., 2011** *Modélisation du risque incendie de forêt dans les interfaces habitats-forêts*, Sciences Eaux & Territoires la revue d'IRSTEA, Hors-série n°3, 12p.
- Lampin-Maillet C., Jappiot M., Long M., Morge D., Ferrier J.-P., 2009** *Characterization and mapping of dwelling types for forest fire prevention*, Computers, Environment and Urban systems Vol.33, pp 224-232.
- Limousin J.-M., Longepierre D., Roland H., Rambal S., 2010** *Change in hydraulic traits of Mediterranean Quercus ilex subjected to long-term throughfall exclusion*, Tree Physiology Vol.30, pp 1026-1036.
- Long-Fournel M., Morge D., Bouillon C., Jappiot M., 2013** *La cartographie des interfaces habitat-forêt : un outil de diagnostic territorial dans la prévention du risque d'incendie de la forêt dans le Sud de la France*, Sciences Eaux & Territoires la revue d'Irstea, hors-série n°13, 8p.
- Louvel J., Gaudillat V. & Poncet L., 2013** *EUNIS, European Nature Information System, Système d'information européen sur la nature. Classification des habitats. Traduction française. Habitats terrestres et d'eau douce*, MNHN-DIREV-SPN, MEDDE, Paris, 289p.
- Médail F., Diadema K., 2006** *Biodiversité végétale méditerranéenne et anthropisation : Approches macro et micro-régionales*, Annales de géographies n°651, Armand Colin, pp 618-640.
- Oldfield S. & Eastwood A., 2007** *The Red List of Oaks*, Fauna & Flora International, Cambridge, UK, 32p.
- Office National des Forêts., 2006** *Directive régionale d'aménagement pour la zone méditerranéenne de basse altitude*, Direction Territoriale Méditerranée, Région Provence-Alpes-Côte d'Azur, 95p.
- Orsini P. & Cheylan G., 1996** *La faune sauvage des chênaies (les vertébrés terrestres)*, Forêt méditerranéenne T.XVII, n°3, pp 145-150.
- Panaïotis C., 1996** *Etude des potentialités de pérennisation du chêne vert (Quercus ilex L.) en Corse : le cas de la forêt du Fango (Réserve de l'Homme et la Biosphère)*, Thèse de doctorat, Université de Corse, Corte, 259p.
- Quézel P. & Barbero M., 1992** *Le pin d'Alep et les espèces voisines : répartition et caractères écologiques généraux, sa dynamique récente en France méditerranéenne*, Forêt méditerranéenne T.XIII, n°3, pp 158-170.
- Quézel P., & Médail F., 2003** *Que faut-il entendre par « forêts méditerranéennes » ?* Forêt méditerranéenne T.XXIV, n°1, pp 11-31.
- Quézel P., 1976** *Les chênes sclérophylles en région méditerranéenne*, CIHEAM Options Méditerranéenne ; n°35, pp 25-29.
- Rameau J.-C., Mansion D., Dumé G., Gauberville C., 2008** *Flore forestière française Tome 3, Région méditerranéenne*, IDF, 2432p.

- Rebetez M., Mayer H., Schindler D., Dupont O., Gartner K., Kropp J., Menzel A., 2006** *Caractéristiques climatiques de l'été 2003*, Les rendez-vous techniques de l'ONF n°11, pp 14-18.
- Regnery Baptiste, 2013** *Les mesures compensatoires pour la biodiversité - Conception et perspectives d'application*, Thèse de l'Université Pierre et Marie Curie, Paris Sorbonne, 108p + annexes.
- Rigolot E., 2008** *Impact du changement climatique sur les feux de forêt*, Forêt méditerranéenne T.XXIX, n°2, pp 167-176.
- Tatoni T., Barbero M., Gachet-Boudemaghe S., 1999** *Dynamique des boisements naturels en Provence*, Boisements naturels de espaces agricoles, Ingénieries – EAT, pp 49-57.
- Trabaud L., 1996** *Réponses du chêne vert et du chêne blanc à l'action du feu*, Forêt méditerranéenne T.XVII, n°3, pp 243-252.
- Vallauri D., Lorber D., Peters P., Pimenta R., 2009** *Contribution à l'analyse des forêts anciennes de Méditerranée. 2. Critères et indicateurs d'empreinte humaine*, Rapport WWF, Marseille, 62p + annexes.
- Vallejo R., 2005** *Identification des besoins et évaluation des techniques de restauration post-feu*, Forêt méditerranéenne T.XXVI, n°3, pp 217-224.
- Vernet J.-L., Ogereau P., Martin A., Bazile F., Zeraia L., 2002** *Charbonnage historique et anthropisation de la chênaie d'Yeuse (Quercus ilex L.), le cas du Causse de l'Hortus (Valflaunès, Hérault), Equilibres et ruptures dans les écosystèmes depuis 20 000 ans en Europe de l'Ouest*, Actes du colloque international de Besançon 18-22 septembre 2000, pp 423-430.

Les forêts de pentes, ravins et éboulis :

- Bensettiti F., Rameau J.-C., Chevalier H., (coord), 2001** « Cahiers d'habitats » *Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire*, Tome 1 – Habitats forestiers, MATE/MAP/MNHN, Ed. La Documentation française, Paris, 2 volumes, 339p + 423p + CD.
- Biotope, 2009** *Forêts de pentes, éboulis, ravins du Tilio-Acerion*, Document d'Objectif du site « Vallée de la Charente entre Angoulême et Cognac et ses principaux affluents », Volume II : diagnostics socio-économique et écologique – FICHES HABITATS NATURELS, 3p.
- Davies C. E., Moss D., O Hill M., 2004** *Eunis habitat classification revised 2004*, European Environment Agency, 307p.
- Louvel J., Gaudillat V. & Poncet L., 2013** *EUNIS, European Nature Information System, Système d'information européen sur la nature. Classification des habitats. Traduction française. Habitats terrestres et d'eau douce*, MNHN-DIREV-SPN, MEDDE, Paris, 289p.
- Montagne P., 2008** *Histoires d'invasions, quelques plantes qui menacent la biodiversité dans le Toulousain*, Etudes toulousaines, 10p.
- Seytre L., Choynet G., Cloître F., 2004** *Les forêts de pentes, d'éboulis et de ravins du Tilio-Acerion (9180) en Auvergne*, Conservatoire botanique national du Massif central, 56p + annexes.
- Suarez D., 2013** *Forêts de pente et de ravins à tilleuls et érables*, <http://www.poitou-charentes-nature.asso.fr/Forets-de-pentes-et-de-ravins-a.html>, consulté en novembre 2013.

Les pinèdes corses de Pin laricio :

- Arrizabalaga P., Fournier P., Prodon R., Seguin J.-F., Thibault J.-C., 2002** *L'avifaune reproductrice des futaies de pin laricio en Corse*, Revue Forestière Française Vol.LIV, pp 131-142.
- Bensettiti F., Rameau J.-C., Chevalier H., (coord), 2001** « Cahiers d'habitats » *Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire*, Tome 1 – Habitats forestiers, MATE/MAP/MNHN, Ed. La Documentation française, Paris, 2 volumes, 339p + 423p + CD.
- Carcaillet C. & Leys B., 2011** *Une intime relation lie le feu et la forêt corse depuis plus de 11000 ans*, Ecole Pratique des Hautes Etudes, 5p.
- Carcaillet C., Barakat H.N., Panaïotis C., Loisel R., 1997** *Fire and late-Holocene expansion of Quercus ilex and Pinus pinaster on Corsica*, Journal of Vegetation Science Vol.8, pp 85-94.
- Cecchini S., Croise L., 2008** *Concentration moyenne d'ozone dans l'air durant la période de végétation (d'avril à octobre), de 2000 à 2006*, RENECOFOR, ONF, 1p.

- Collectivité Territoriale de Corse, 2007** *Plan de Protection des Forêts et des Espaces Naturels contre les Incendies en Corse (PPFENI) 2006-2012*, 201p.
- Curt T., Borgniet L., Bouillon C., (2013)** *Wildfire frequency varies with the size and shape of fuel types in southeastern France: Implications for environmental management*, Journal of Environmental Management Vol.117, pp 150-161.
- Dalstein L., Ulrich E., Vas N., Cecchini S., 2008** *Effets de l'ozone sur quelques peuplements forestiers du réseau RENECOFOR (Office national des forêts), forêts méditerranéenne T.XXIX, n°3, pp 329-336.*
- Davies C. E., Moss D., O Hill M., 2004** *Eunis habitat classification revised 2004*, European Environment Agency, 307p.
- Debazac E.-F., 1964** *Le pin laricio de Corse dans son aire naturelle*, Revue Forestière Française n°3, pp 188-215.
- Fernandes P.M., Vega J.V., Jiménez E., Rigolot E., 2008** *Fire resistance of European pines*, Forest Ecology and Management Vol. 256, pp 246-255.
- Gamisans J., 1981** *Hêtre, Sapin, bouleau et pin laricio en Corse*, Revue Forestière Française Vol.XXXIII, pp 259-277.
- Ganteaume A., Jappiot M., (2013)** *What causes large fires in Southern France*, Forest Ecology and Management Vol.294, pp 76-85.
- IRSTEA., (2010)** *Evolution des incendies en Haute-Corse*, Info DFCI n°65, pp 1-3.
- Louvel J., Gaudillat V. & Poncet L., 2013** *EUNIS, European Nature Information System, Système d'information européen sur la nature. Classification des habitats. Traduction française. Habitats terrestres et d'eau douce*, MNHN-DIREV-SPN, MEDDE, Paris, 289p.
- Office National des Forêts., 2006** *Héritage forestier*, in Contribution à la conduite des peuplements de pin laricio et habitats associés, Tome 1 : Patrimoine et richesses naturelles, Life pin laricio, 46p.
- Office National des Forêts, 2011** *Schéma Régional d'Aménagement des forêts corses*, Direction régionale de Corse, 253p.
- Pimont F., Prodon R., Rigolot E., (2011)** *Comparison of postfire mortality in endemic Corsican black pine (Pinus nigra spp. Laricio) and its direct competitor (Pinus pinaster)*, Annals of Forest Science Vol.68, pp 425-432.
- Rigolot E., 2008** *Impact du changement climatique sur les feux de forêt*, Forêt méditerranéenne T.XXIX, n°2, pp 167-176.
- Rome S. & Giorgetti J.-P., 2007** *La montagne corse et ses caractéristiques climatiques*, La Météorologie n°59, pp 39-50.
- Saïd S., Auvergne S., 2000** *Impact du pastoralisme sur l'évolution paysagère en Corse, quelques propositions de gestion*, Revue de géographie alpine, Tome 88 N°3, pp 39-50.
- Sicard P., De Marco A., Troussier F., Renou C., Vas N., Paoletti E., 2013** *Decrease in surface ozone concentrations at Mediterranean remote sites and increase in the cities*, Atmospheric Environment Vol. 79, pp 705-715.
- Vennetier M., Girard F., Ouarmim S., 2011** *Les conséquences possibles des changements climatiques sur la forêt de pin laricio et la sittelle corse*, Actes des 23-24-25 juin 2009 du colloque Bilan et perspectives dans le cadre du plan national de restauration de la sittelle corse, 2p.