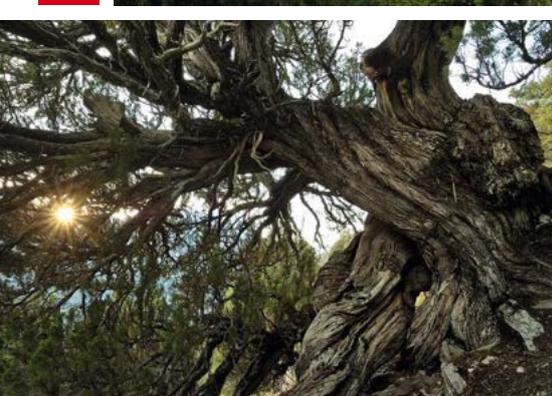
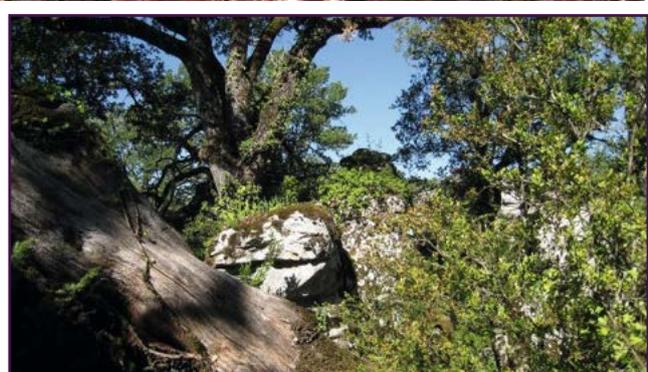
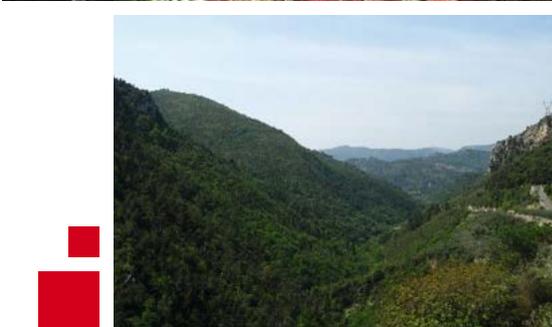
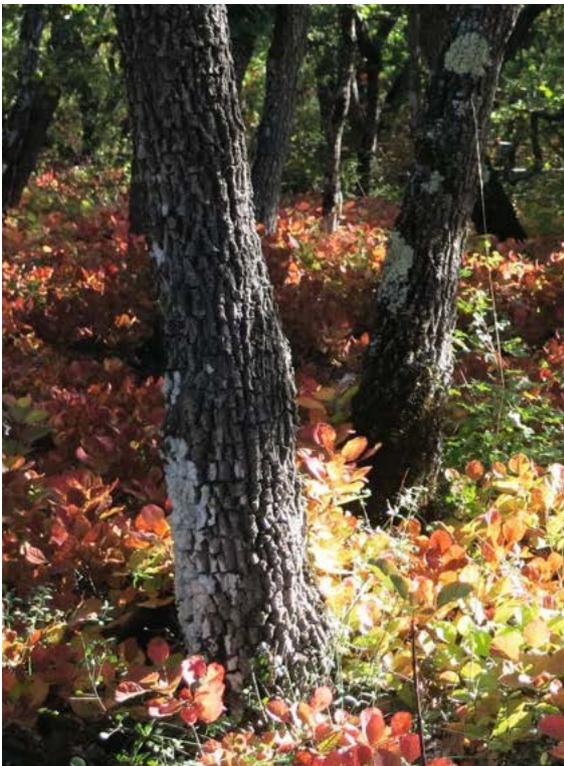


# LA LISTE ROUGE des écosystèmes en France

## Les forêts méditerranéennes de France métropolitaine

Rapport technique | 2018



En partenariat avec :



### Coordination :

Sébastien Moncorps (directeur de l'UICN France), Alexis Ducouso (présent du groupe de travail « Forêt » de l'UICN France) et Pauline Teillac-Deschamps (chargée du programme « Ecosystèmes » de l'UICN France).

### Rédaction et mise en oeuvre :

Aurélien Carré (UICN France) et Magali Rossi (UICN France).

### Atelier de validation :

**Experts présents :** Olivier Argagnon (CBN Méditerranéen) ; Nicolas Drapier (ONF) ; Françoise Duhamel (CBN Bayeul) ; Thierry Gauquelin (IMBE) ; Lucas Gleizes (RNF) ; Nabila Hamza (DREAL Languedoc-Roussillon) ; Magali Rossi (UICN France).

**Experts consultés en préparation de l'atelier :** Farid Bensettiti (MNHN-SPN) ; Daniel Cambon (ONF) ; Bruno Fady (INRA) ; Laurent Lathuilière (ONF) ; Benoit Offerhaus (CBN Med) ; Christophe Panaiotis (CBN Corse).

**Evaluateurs Liste rouge :** Aurélien Carré (UICN France) ; Vincent Gaudillat (MNHN-SPN) ; Guillaume Gigot (MNHN-SPN) ; Brigitte Poulin (Tour du Valat) ; Magali Rossi (UICN France) ; Pauline Teillac-Deschamps (UICN France).

### Comité technique d'experts :

Jimmy Annet (MAAF) ; Olivier Argagnon (CBN Med) ; Julien Baret (Biodiv) ; Fabienne Benest (IGN) ; Farid Bensettiti (MNHN-SPN) ; Christophe Bouget (IRSTEA) ; Bernard Boutte (MAAF-SDF) ; Thomas Brusten (CNPf) ; Jean-Pierre Cabaret (MEEM-DGALN-DEB) ; Serge Cadet (ONF) ; Daniel Cambon (ONF) ; Antoine Catard (CEN PACA) ; Bastien Coignon (MEDDE-DGALN-DEB-SDEN) ; Claire Crassous (PN Mercantour) ; Capucine Crosnier (MEEM-DGALN-DEB) ; Stéphanie Cubier (MEEM-DGALN-DEB-LM) ; Thomas Curt (IRSTEA) ; Jean-Paul Dauphin (ONF) ; Nicolas Debaive (RNF) ; Sébastien Delhaye (IGN) ; Nicolas Drapier (ONF) ; Alexis Ducouso (INRA) ; Bruno Fady (INRA) ; Joseph Garrigue (RNN Massane) ; Christian Gauberville (CNPf) ; Vincent Gaudillat (MNHN-SPN) ; Thierry Gauquelin (IMBE) ; Grégoire Gauthier (PN Cévennes) ; Guillaume Gigot (MNHN-SPN) ; Lucas Gleizes (RNF) ; Dominique Guicheteau (RNN Maures) ; Sandra Guy (ONF Corse) ; Nabila Hamza (DREAL LR) ; Laetitia Hugot (OEC-CBN Corse) ; Jamin Louis ; Marielle Jappiot (IRSTEA) ; Arnault Lalanne (MEEM-DGALN-DEB) ; Laurent Lathuilière (ONF) ; Hervé Le Boulter (FNE) ; Albert Le Courbe (Alcina) ; Nicolas Luigi (AviSilva) ; Lise Maciejewski (MNHN-SPN) ; Frédéric Médail (IMBE) ; Jérôme Millet (FCBN) ; Benoit Offerhaus (CBN Med) ; Yoan Paillet (IRSTEA) ; Christophe Panaiotis (OEC-CBN Corse) ; Guilhan Paradis (Université de Corse) ; Renaud Piazzetta (Institut Méditerranéen du Liège) ; Jean-Michel Pirastru (PNR Alpilles) ; Bernard Pont (Espaces naturels) ; Bernard Prévosto (IRSTEA) ; Serge Rambal (CEFE-CNRS) ; Benoit Renaux (CBN MC) ; Eric Serantoni (PN Port-Cros) ; Annik Schnitzler (Univ Metz) ; Thierry Taton (IMBE) ; Marie Thomas (PNF) ; Muriel Tiger (ONF Corse) ; Julien Touroult (MNHN-SPN) ; Daniel Vallauri (WWF) ; Michel Venetier (IRSTEA).

### Avec le soutien de :



AGENCE FRANÇAISE  
POUR LA BIODIVERSITÉ  
ÉTABLISSEMENT PUBLIC DE L'ÉTAT



Fondation  
VEOLIA



**Citation :** Comité français de l'UICN, 2020. La Liste Rouge des Écosystèmes en France - Chapitre Forêts méditerranéennes de France métropolitaine, Rapport technique, Paris, France, 301 pages + annexes. ISBN : 978-2-918105-83-1

Tous les résultats détaillés sont disponibles sur le site du Comité français de l'UICN : [uicn.fr](http://uicn.fr) et sur l'Inventaire national du patrimoine naturel (INPN) : [inpn.mnhn.fr](http://inpn.mnhn.fr)

# Sommaire

---

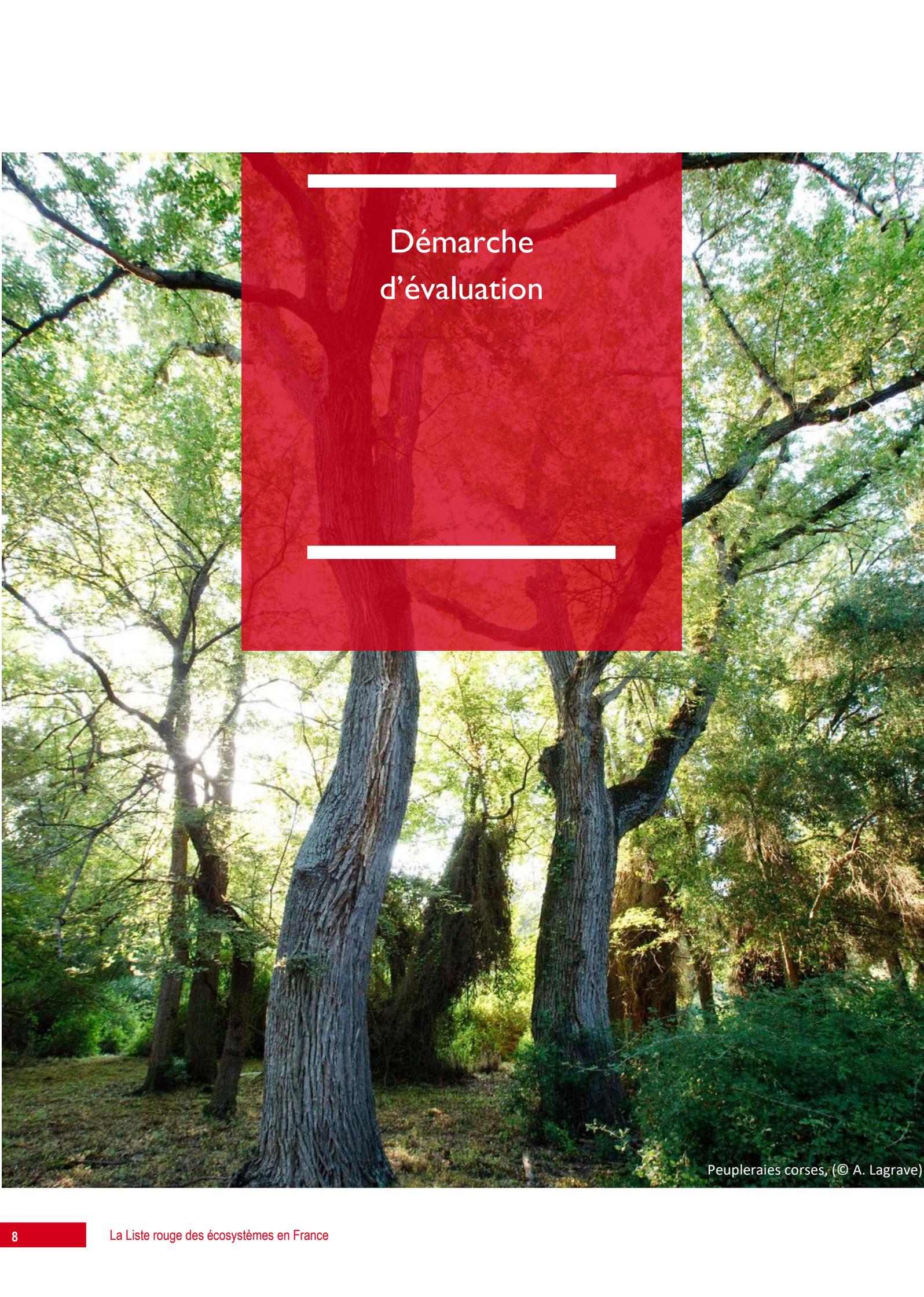
Sommaire .....	3
<b>DEMARCHE D'EVALUATION.....</b>	<b>8</b>
Choix de la zone d'étude .....	9
Choix des écosystèmes à évaluer .....	10
Méthodologie de la Liste Rouge des Ecosystèmes de l'UICN.....	13
Structure des fiches.....	14
<b>LES ECOSYSTEMES FORESTIERS MEDITERRANEENS DE FRANCE METROPOLITAINE. 15</b>	
Les forêts des plaines et des montagnes sous influences méditerranéennes.....	16
Les forêts alluviales et riveraines méditerranéennes de France métropolitaine .....	25
Pressions, menaces et facteurs de vulnérabilité des forêts méditerranéennes en France.....	30
<b>ÉVALUATION SELON LA METHODOLOGIE DE LA LISTE ROUGE DES ECOSYSTEMES DE L'UICN .....</b>	<b>40</b>
<b>Chênaies pubescentes méditerranéennes .....</b>	<b>40</b>
Présentation et distribution géographique .....	41
Classification .....	42
Description.....	43
Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015).....	49
Bilan et interprétation de l'évaluation.....	55
Références .....	55
<b>Chênaies vertes méditerranéennes .....</b>	<b>57</b>
Présentation et distribution géographique .....	57
Classification .....	58
Description.....	59
Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015).....	67
Bilan et interprétation de l'évaluation.....	72
Références .....	72
<b>Suberaies méditerranéennes .....</b>	<b>75</b>
Présentation et distribution géographique .....	75
Classification .....	76
Description.....	77
Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015).....	85

Bilan et interprétation de l'évaluation.....	90
Références .....	90
<b>Châtaigneraies méditerranéennes .....</b>	<b>92</b>
Présentation et distribution géographique .....	92
Classification .....	93
Description.....	94
Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015) .....	99
Bilan et interprétation de l'évaluation.....	104
Références .....	104
<b>Pinèdes à Pin d'Alep.....</b>	<b>106</b>
Présentation et distribution géographique .....	106
Classification .....	107
Description.....	108
Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015) .....	114
Bilan et interprétation de l'évaluation.....	119
Références .....	119
<b>Pinèdes à Pin maritime mésogéen.....</b>	<b>121</b>
Présentation et distribution géographique .....	121
Classification .....	122
Description.....	123
Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015) .....	127
Bilan et interprétation de l'évaluation.....	132
Références .....	132
<b>Pinèdes corses à Pin laricio .....</b>	<b>134</b>
Présentation et distribution géographique .....	134
Classification .....	135
Description.....	135
Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015) .....	143
Bilan et interprétation de l'évaluation.....	149
Références .....	149
<b>Pinèdes à Pin parasol (ou Pin pignon) .....</b>	<b>151</b>
Présentation et distribution géographique .....	151
Classification .....	152

Description.....	153
Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015) .....	157
Bilan et interprétation de l'évaluation.....	162
Références .....	162
<b>Pinèdes à Pin de Salzman .....</b>	<b>163</b>
Présentation et distribution géographique .....	163
Classification .....	164
Description.....	165
Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015) .....	171
Bilan et interprétation de l'évaluation.....	177
Références .....	177
<b>Boisements à Genévrier thurifère .....</b>	<b>179</b>
Présentation et distribution géographique .....	179
Classification .....	180
Description.....	182
Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015) .....	188
Bilan et interprétation de l'évaluation.....	193
Références .....	193
<b>Boisements à Olivier sauvage.....</b>	<b>195</b>
Présentation et distribution géographique .....	195
Classification .....	196
Description.....	197
Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015) .....	201
Bilan de l'évaluation et interprétation.....	205
Références .....	205
<b>Boisements méditerranéens à If .....</b>	<b>206</b>
Classification .....	207
Description.....	208
Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015) .....	210
Bilan et interprétation de l'évaluation.....	215
Références .....	215
<b>Ostryaies non riveraines .....</b>	<b>216</b>
Présentation et distribution géographique .....	216

Classification .....	217
Description.....	218
Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015) .....	222
Bilan et interprétation de l'évaluation.....	226
Références .....	226
<b>Ostryaies riveraines .....</b>	<b>227</b>
Présentation et distribution géographique .....	227
Classification .....	228
Description.....	228
Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015) .....	231
Bilan et interprétation de l'évaluation.....	235
Références .....	235
<b>Saulaies riveraines méditerranéennes .....</b>	<b>236</b>
Présentation et distribution géographique .....	236
Classification .....	237
Description.....	238
Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015) .....	241
Bilan et interprétation de l'évaluation.....	246
Références .....	246
<b>Peupleraies riveraines méditerranéennes .....</b>	<b>247</b>
Présentation et distribution géographique .....	247
Classification .....	248
Description.....	249
Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015) .....	253
Bilan et interprétation de l'évaluation.....	258
Références .....	258
<b>Aulnaies-frênaies riveraines méditerranéennes .....</b>	<b>259</b>
Présentation et distribution géographique .....	259
Classification .....	260
Description.....	261
Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015) .....	265
Bilan et interprétation de l'évaluation.....	270
Références .....	270

<b>Ormaies riveraines méditerranéennes</b> .....	<b>271</b>
Présentation et distribution géographique .....	271
Classification .....	272
Description.....	273
Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015) .....	275
Bilan et interprétation de l'évaluation.....	280
Références .....	280
<b>Forêts galeries à Laurier rose, Gattilier ou Tamaris</b> .....	<b>281</b>
Présentation et distribution géographique .....	281
Classification .....	282
Description.....	283
Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015) .....	286
Bilan et interprétation de l'évaluation.....	291
Références .....	291
<b>TABLE DES FIGURES.....</b>	<b>292</b>
<b>TABLEAUX .....</b>	<b>296</b>
<b>BIBLIOGRAPHIE GENERALE .....</b>	<b>298</b>
<b>ANNEXES.....</b>	<b>302</b>



# Démarche d'évaluation

Peupleraies corses, (© A. Lagrave)



# Choix des écosystèmes à évaluer

## ■ Système de classification et échelle d'évaluation

La définition des écosystèmes à évaluer dans le cadre de la Liste rouge des écosystèmes en France s'appuie sur la classification EUNIS (Davies *et al.*, 2004 ; Louvel *et al.*, 2013). Ce système de classification hiérarchisé d'habitats naturels et semi-naturels constitue en effet un référentiel commun à tous les pays d'Europe continentale, pour l'ensemble des milieux naturels terrestres, aquatiques et marins. Utiliser ce système de classification permettra ainsi des comparaisons de résultats et une complémentarité hiérarchique des différentes initiatives d'évaluation y faisant référence, que celles-ci soient régionales, nationales ou locales.

Plusieurs études de cas ont été réalisées par le Comité français de l'UICN concernant l'utilisation d'EUNIS pour l'application de la méthodologie de *la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN* aux écosystèmes forestiers de France métropolitaine. Il ressort de ces travaux que « le niveau 4 du système de classification EUNIS semble être le niveau le plus pertinent pour prendre en compte à la fois la diversité des habitats et celle des menaces qui peuvent peser sur eux. » (UICN France, 2014).

### Le système de classification EUNIS

Le système de classification EUNIS a été élaboré à partir de 1995, sur la base de Corine biotope et de la classification paléarctique. Il comprend 5 282 unités et permet de décrire un ensemble d'habitats présents au sein de l'Union Européenne et à ses frontières. L'objectif principal d'EUNIS est en effet de fournir une base identique pour la classification des habitats à l'échelle pan-européenne, principalement pour ses niveaux 1, 2 et 3.

Les 38 unités d'habitats forestiers de niveau 3 présentes en France sont principalement déterminées selon les essences dominantes. Ces unités se déclinent en 160 unités de niveau 4, déterminées quant à elles selon des critères plus variés allant de la physiognomie, de la phytosociologie, de la pédologie et de la climatologie. A ce niveau, de nombreuses correspondances peuvent être établies avec Corine Biotope, ainsi qu'avec les habitats de la Directive « Habitat-Faune-Flore » (92/43/CEE).

Au sein d'EUNIS, les habitats forestiers méditerranéens de niveau 4 présents en France sont généralement définis par rapport à l'essence dominante du peuplement forestier (*Quercus suber* pour G2.11, *Quercus ilex* pour G2.12, etc.). Cependant, ce critère de définition est également utilisé pour des unités relevant d'autres niveaux, comme c'est le cas des hêtraies (niveau 3 : G1.6) ou des ostryaies (niveau 5 : G1.7C1). De ce fait, et de manière à garantir l'homogénéité de la définition des écosystèmes évalués dans le cadre de *la Liste rouge des écosystèmes en France*, une certaine souplesse a été accordée lors de la sélection des entités à évaluer, en accord avec les experts consultés. Ainsi, si l'essentiel des écosystèmes évalués correspond à des unités de niveau 4, certains correspondent à des unités de niveau 3 ou 5, voire à un regroupement d'unités de niveau 4. L'écosystème « chênaies pubescentes méditerranéennes » correspondent par exemple au regroupement des unités G1.71, G1.72 et G1.73.

Au sein de la zone d'étude précédemment définie, certaines unités forestières de niveau 4 sont exclusivement méditerranéennes et sont entièrement traitées dans ce chapitre. Dans d'autres cas, seule la partie méditerranéenne de ces unités est évaluée (niveau 4 *pro parte*). Les codes EUNIS de niveau inférieur concernés, si tel est le cas, sont alors précisés au sein des fiches d'évaluation. Les unités pouvant être identifiées en région méditerranéenne française mais non écologiquement définies comme spécifiquement méditerranéennes seront quant à elles traitées dans des chapitres ultérieurs de la liste rouge des écosystèmes en France (forêts de montagne, forêts de plaine, etc).

Ainsi, les hêtraies, sapinières, pinèdes à Pin sylvestres et autres écosystèmes forestiers des zones alpines et subalpines continentales et corses sont exclues du périmètre de ce chapitre. Y figurent en revanche les pinèdes à Pin laricio et les formations à Genévrier thurifère, strictement inféodées aux zones d'altitude sous influences méditerranéennes. Les écosystèmes évalués dans ce chapitre sont listés dans le Tableau 1.

Le système de classification EUNIS repose sur la hiérarchisation des types d'habitats observés et décrits au sein des territoires concernés. Il n'est donc pas conçu pour répertorier les habitats dits « potentiels », caractérisés par l'expression théorique de la végétation en fonction des conditions du milieu. Par conséquent, la description et le choix des écosystèmes retenus dans ce chapitre correspondent à l'état actuel de la végétation forestière méditerranéenne en France. Ainsi, par exemple, la description et l'évaluation des « Châtaigneraie méditerranéennes » comprend tout les peuplements dominés par le Châtaignier correspondant à la description de l'unité EUNIS G1.7D, bien que la plupart se soient substitués à d'autres types de forêts, notamment des chênaies pubescentes.

Fonder l'identification des écosystèmes forestiers méditerranéens selon l'essence dominante du peuplement semble être le plus pertinent dans le cadre de la Liste rouge des écosystèmes en France. Cependant, cela conduit dans certains cas à décrire des entités relativement hétérogènes. Nous avons par conséquent fait le choix de décrire les différents « facies » pouvant constituer les écosystèmes évalués, dans la mesure où ces peuplements présentent des paramètres biotiques ou abiotiques distincts. Des évaluations plus spécifiques pourront également être conduites à des échelles plus fines, notamment régionales, car certains de ces « facies » peuvent être localement plus menacés que l'écosystème auquel ils se rattachent.

## ■ Correspondances typologiques

Dans chacune des fiches d'évaluation, l'écosystème est défini par rapport à la classification EUNIS. Cette définition est également complétée par l'indication des types de végétation identifiés au sein de cet écosystème (alliances et sous-alliances), selon le Prodrome des végétations de France (Bardat *et al.*, 2004). Compte tenu de l'usage fréquent de Corine Biotopes (Bissardon *et al.*, 1997), les correspondances vers cette typologie sont également précisées.

Les correspondances sont également établies, le cas échéant, avec les habitats d'intérêt communautaire décrits dans les Cahiers d'habitats (Bensettiti *et al.*, (coord), 2001). Ceci afin d'établir un lien avec l'évaluation de l'état de conservation de ces habitats, réalisée périodiquement par la France dans le cadre de la Directive « Habitats/Faune/Flore ». Enfin, pour répondre au format international des fiches d'évaluation pour la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN, une correspondance est établie avec la classification UICN des habitats (UICN Habitats classification scheme).

**Tableau 1. Liste des écosystèmes forestiers méditerranéens évalués selon la méthodologie UICN**

Écosystème évalué	Essence dominante	EUNIS	Natura 2000	Corine Biotopes
<b>Forêts des plaines méditerranéennes et des montagnes sous influences méditerranéennes</b>				
Chênaies pubescentes méditerranéennes	Chêne pubescent ( <i>Quercus pubescens</i> )	G1.71 <i>pro parte</i> (G1.7111 + G1.714) + G1.72 + G1.73)	9340.8 / 9380.2 (faciès)	41.71 (41.711 / 41.714) + 41.72
Chênaies vertes méditerranéennes	Chêne vert ( <i>Quercus ilex</i> )	G2.12 <i>pro parte</i> (G1.121/2/3/5/6) + G2.122	9340 (hormis 9340-10)	45.312/3/5/6 + 45.321/2
Pinèdes à Pin d'Alep	Pin d'Alep ( <i>Pinus halepensis</i> )	G3.74	9540-3	42.843/4
Pinèdes corses à Pin laricio	Pin laricio ( <i>Pinus nigra</i> subsp. <i>laricio</i> )	G3.54	9530-2	42.641/2/3
Pinèdes à Pin de Salzmann	Pin de Salzmann ( <i>Pinus salzmannii</i> )	G3.53	9530-1	42.631/2
Pinèdes à Pin maritime mésogéen	Pin maritime mésogéen ( <i>Pinus pinaster</i> subsp. <i>pinaster</i> )	G3.72	9540-1	42.823/4
Pinèdes à Pin parasol	Pin parasol ( <i>Pinus pinea</i> )	G3.73	9540-2	42.83/3/4
Suberaies méditerranéennes	Chêne liège ( <i>Quercus suber</i> )	G2.11 <i>pro parte</i> (G2.111)	9330 (hormis 9330-5)	45.211/2/6
Châtaigneraies méditerranéennes	Châtaignier ( <i>Castanea sativa</i> )	G1.7D	9260	41.9
Boisements à Genévrier thurifère	Genévrier thurifère ( <i>Juniperus thurifera</i> )	G3.92	9560*	42.A27/8/9/A + 32.136
Boisements à Olivier sauvage	Olivier sauvage ( <i>Olea europaea</i> )	G2.41 + G2.42	9320-1/2	45.11/2
Boisements méditerranéens à If	If ( <i>Taxus baccata</i> )	G3.972 + G3.976	9580	42.A72/6
Ostryaies non riveraines	Charme-houblon ( <i>Ostrya carpinifolia</i> )	G1.7C1	9340-7	41.81/2/3
<b>Forêts alluviales et riveraines méditerranéennes</b>				
Saulaies riveraines méditerranéennes	Saule blanc ( <i>Salix alba</i> ) et autres saules	G1.11 <i>pro parte</i> (G1.112)	92A0-1	44.14
Peupleraies riveraines méditerranéennes	Peuplier noir ( <i>Populus nigra</i> ) et blanc ( <i>Populus alba</i> )	G1.31	92A0-2/3/6	44.61
Aulnaies-frênaies riveraines méditerranéennes	Aulnes ( <i>Alnus glutinosa</i> , <i>Alnus cordata</i> )	G1.13 + G1.33	92A0-4/5/7	44.5, 44.62
Ormaies riveraines méditerranéennes	Petit orme ( <i>Ulmus minor</i> )	G1.32	92A0-9	44.63
Ostryaies riveraines	Charme-houblon ( <i>Ostrya carpinifolia</i> )	G1.34	92A0-8	44.64
Forêts galeries à Laurier rose, Gattilier et Tamaris	<i>Tamarix</i> , <i>Nerium oleander</i> , <i>Vitex agnus-castus</i>	B2.6	92D0	44.81/2/3/4

# Méthodologie de la Liste Rouge des Ecosystèmes de l'UICN

La méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN comprend 5 critères d'évaluation du risque d'effondrement à l'échelle des écosystèmes (les termes marqués d'un astérisque sont définis dans le glossaire en Annexe 2) (Keith *et al.*, 2013) :

- A. Réduction de la distribution\* spatiale ;
- B. Distribution spatiale restreinte ;
- C. Dégradation de l'environnement abiotique\* ;
- D. Perturbation des interactions biotiques\* ;
- E. Analyse quantitative estimant la probabilité d'effondrement\* de l'écosystème.

Les seuils relatifs à ces différents critères sont précisés en . Les différentes catégories de menace selon lesquelles sont évalués les écosystèmes\* sont présentés dans la Figure 3.

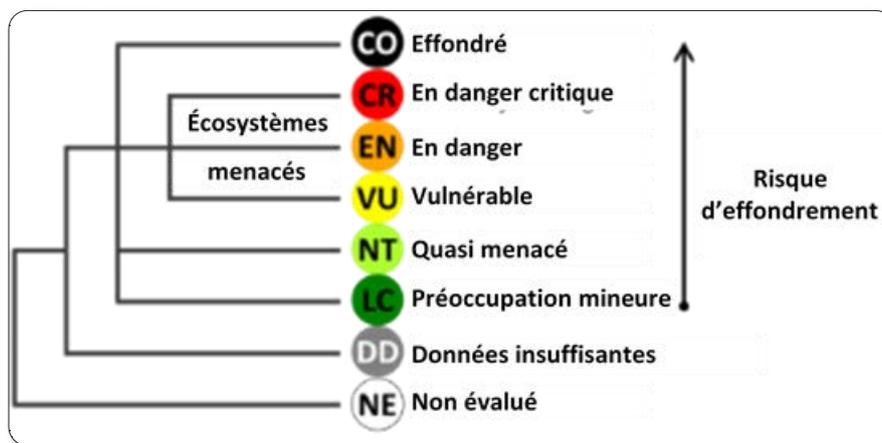


Figure 3 : Les 7 catégories UICN permettant d'évaluer un écosystème en fonction de son risque d'effondrement

Les différentes *menaces et facteurs de vulnérabilité\** identifiés dans les fiches d'évaluation des écosystèmes sont évalués par un ou plusieurs critères :

- Les perturbations contribuant à réduire la distribution des écosystèmes, comme les changements d'utilisation des sols et notamment l'urbanisation, sont évalués par le critère A ;
- Tout facteur de vulnérabilité affectant les paramètres abiotiques des écosystèmes, comme les changements climatiques, ou tout changement d'une variable abiotique, comme la fréquence d'incendies, sont évalués par le critère C ;
- Tout facteur de vulnérabilité ayant une origine biotique, notamment la progression d'espèces envahissantes ou de pathogènes, ou ayant un impact sur les relations entre les espèces et entre les espèces et leur milieu, comme l'exploitation des produits forestiers ou le passage d'incendies, sont évalués par le critère D.

L'effondrement d'un écosystème consiste en la perte de son *biote indigène caractéristique\**. Ce terme recouvre les éléments moteurs de la dynamique et des caractéristiques d'un écosystème : gènes, populations, espèces, communautés d'espèces, traits taxonomiques ou fonctionnels, etc.

Dans le cadre de ce chapitre, le *biote indigène caractéristique\** de chaque écosystème est défini comme regroupant :

- Les essences forestières et les espèces végétales typiques de l'écosystème évalué : essences dominantes et espèces associées utilisées pour déterminer le type de végétation selon une approche phytosociologique ;
- Les guildes d'espèces animales et végétales inféodées à cet écosystème dans un état peu perturbé par des activités anthropiques (forêts matures, anciennes, bien structurées, etc.).

## Structure des fiches

---

Chaque fiche comporte 6 sections :



Présentation et distribution géographique



Classification



Description :

- Biote indigène caractéristique ;
- Milieu physique ;
- Processus et interactions clés ;
- Facteurs de vulnérabilité ;



Evaluation selon les 5 critères de l'UICN



Interprétation des résultats



Références bibliographiques



Les écosystèmes  
forestiers  
méditerranéens  
de France  
métropolitaine

Boisements à Genévrier thurifère, (© T. Gauquelin)

# Les forêts des plaines et des montagnes sous influences méditerranéennes

## ■ Distribution géographique

L'Inventaire forestier national recensait, en 2006, 3,6 millions d'hectares de peuplements forestiers pouvant être caractérisés comme méditerranéens en France, contre seulement 2,7 millions en 1983. Ceci représente une croissance du taux de boisement dans l'écorégion méditerranéenne près de deux fois supérieure à celui donné à l'échelle nationale (1,1 % par an contre 0,5 % par an au niveau national) (Figure 4 : Taux d'accroissement annuel moyen de la surface forestière entre 1980 et 2010, par département (IGN, 2013)). Le taux de boisement actuel à l'échelle de l'écorégion serait ainsi de l'ordre de 43 % (Figure 5).

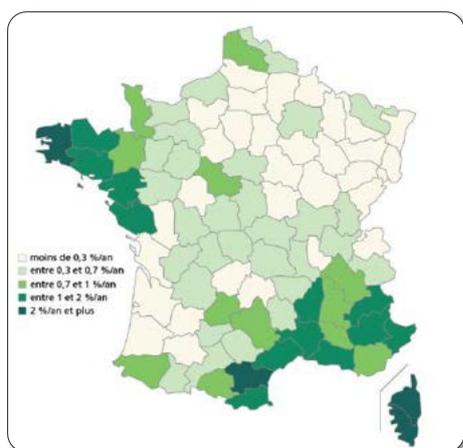


Figure 4 : Taux d'accroissement annuel moyen de la surface forestière entre 1980 et 2010, par département (IGN, 2013)

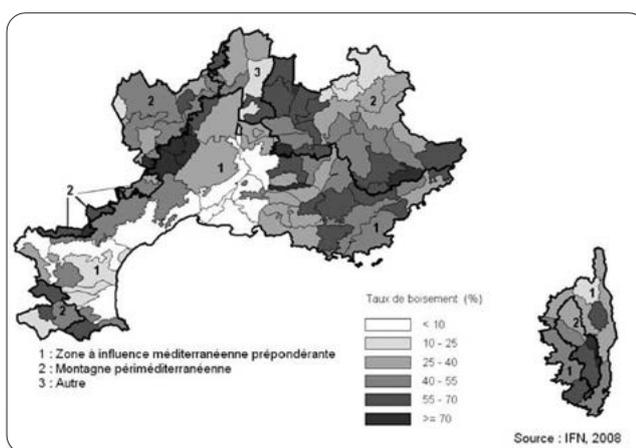


Figure 5 : Taux de boisement par sylvoécorégion dans la zone méditerranéenne (Hamza, 2008)

La zone d'étude définie avec l'IGN dans le cadre de ce chapitre comprend quant à elle 3,2 millions d'hectares de peuplements forestiers, dont 1,16 composé de peuplements dont les essences sont cartographiables (chênes sempervirents, chênes décidus, Châtaignier, Pin d'Alep et Pin maritime) (Figure 6).

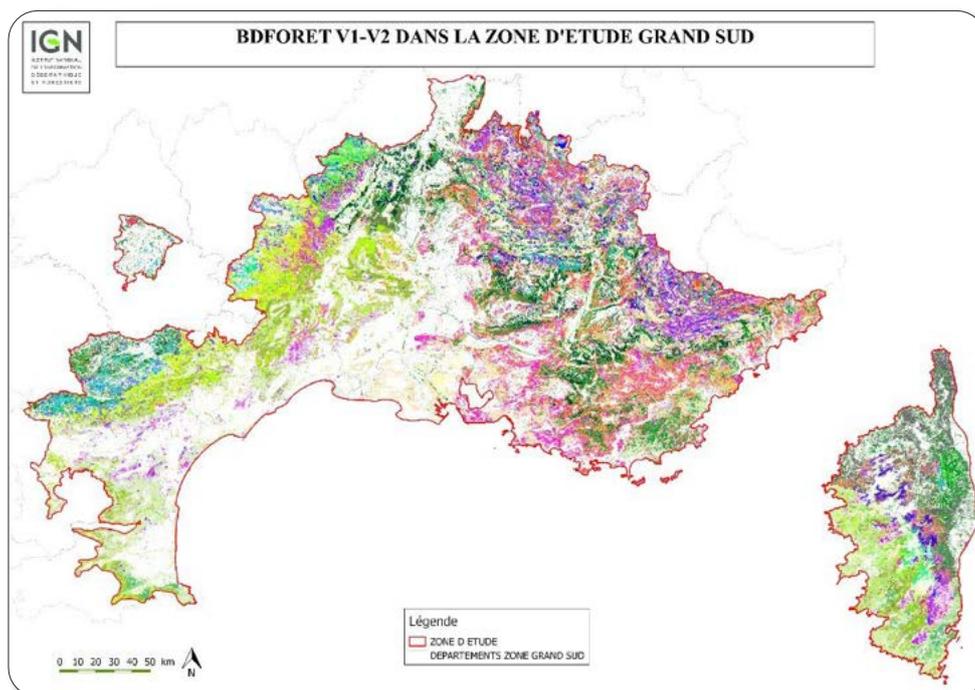


Figure 6 : Peuplements forestiers cartographiables au sein de la zone d'étude Grand Sud (IGN, 2016)

## ■ Espèces caractéristiques

### Le Bassin méditerranéen, un hot spot de biodiversité

---

Le bassin méditerranéen fut une importante zone refuge pour les espèces végétales, lors des dernières périodes glaciaires du Quaternaire. Ces espèces ont ainsi été profondément marquées par des phénomènes de migration, de fragmentation et d'hybridation au gré de ces cycles de glaciations conduisant à un mélange de souches endémiques anciennes et de nouveaux taxons endémiques. Dans un contexte géologique et orotopographique très hétérogène, ceci a contribué à la grande diversité des milieux et des espèces méditerranéennes actuelles (Quézel et Médail, 2003 ; Médail et Diadema, 2006). Les formations végétales et leurs biocénoses associées qui ont pu survivre aux glaciations ont également joué un rôle majeur dans les processus de recolonisation forestière post-glaciation de l'Europe tempérée. Fady (2005) a ainsi montré que les espèces de conifères méditerranéennes montrent une plus forte diversité génétique que tous les autres espèces de conifères du reste du Monde.

Le bassin méditerranéen comprend ainsi près de 25 000 espèces de plantes dont près de 50 % lui sont endémiques (Quézel, 1979 ; EFDAC, 2009). Concernant les espèces arborées, 290 espèces sont inféodées au bassin méditerranéen. A titre de comparasion, seules 135 espèces d'arbres composent les forêts de l'ensemble de l'Europe non-méditerranéenne (Gauquelin *et al.*, 2016).

### Les essences forestières méditerranéennes en France

---

En France cependant, les paysages méditerranéens ne sont structurés que par une vingtaine d'essences forestières du fait de la position excentrée de la France au sein du bassin méditerranéen (Quézel, 1979). De plus, certains peuplements forestiers méditerranéens présents en France ne sont pas indigènes du bassin méditerranéen et résultent de plantations, parfois anciennes. Les introductions d'essences forestières ont eu lieu principalement au XIX<sup>ème</sup> siècle (Pin noir, Cèdre, Robinier, etc.) ainsi qu'après la seconde guerre mondiale, avec les politiques de reboisement du Fonds Forestier National.

L'indigénat d'une espèce est une notion cruciale qui permet d'évaluer le potentiel d'accueil pour les espèces associées : chaque essence forestière indigène, ou peuplement indigène, possède son propre cortège d'espèces associées qui n'est pas toujours capable de s'adapter à un couvert forestier d'essences introduites (Rossi et Vallauri, 2013). Au sein de ce chapitre, le statut des essences dominantes des écosystèmes forestiers évalués est systématiquement précisé, suivant la typologie suivante (Terrin *et al.*, 2014) :

- Espèce indigène : espèce dont la présence n'est le fait que des processus dynamiques naturels (colonisation, compétition) ;
- Espèce archéophyte : espèce introduite par l'homme avant l'an 1 500 et parfois depuis fort longtemps (entre l'époque gallo-romaine et le Moyen-Âge pour le Châtaigner, par exemple) ;
- Espèce néophyte : espèce introduite après 1 500, suivant notamment l'intensification progressive des échanges commerciaux.

## ■ Contexte environnemental

### Le climat méditerranéen

---

Le climat méditerranéen se caractérise par deux saisons bien distinctes (Bagnouls et Gaussen, 1953 ; Charre, 1997 ; Le Houérou, 2007) (Tableau 2 et Tableau 3) :

- Un été chaud et sec où les précipitations (en mm) sont inférieures à deux fois la température (en °C) pendant au moins un mois ( $P < 2T$ ) ;
- Une période hivernale relativement humide dont le total des précipitations représente plus de 50 % des précipitations annuelles.

Tableau 2. Relations entre les variantes thermiques et l'amplitude thermique en fonction de la moyenne des minimas du mois le plus froid de l'année (m) (Quézel et Médail, 2003)

Variante thermique	Amplitude thermique (m)
Très chaude	$m > 10^{\circ}\text{C}$
Chaude	$7 < m < 10^{\circ}\text{C}$
Tempérée	$3 < m < 7^{\circ}\text{C}$
Fraîche	$0 < m < 3^{\circ}\text{C}$
Froide	$-3 < m < 0^{\circ}\text{C}$
Très froide	$-7 < m < -3^{\circ}\text{C}$
Extrêmement froide	$m < -7^{\circ}\text{C}$

Tableau 3. Relations entre le type de bioclimat, les moyennes annuelles de précipitation (P), de coefficient d'Emberger (Q2) et le nombre de mois secs (Quézel et Médail, 2003)

Type de bioclimat	Précipitations annuelles (P en mm)	Coefficient d'Emberger Q2 (pour $m = 0^{\circ}\text{C}$ )	Nombre de mois secs
Bioclimat per-aride	$P < 100 \text{ mm}$	$Q2 < 20$	11 à 12 mois
Bioclimat aride	$100 < P < 400 \text{ mm}$	$20 < Q2 < 30$	7 à 10 mois
Bioclimat semi-aride	$400 < P < 600 \text{ mm}$	$30 < Q2 < 50$	5 à 7 mois
Bioclimat sub-humide	$600 < P < 800 \text{ mm}$	$50 < Q2 < 90$	3 à 5 mois
Bioclimat humide	$800 < P < 1200 \text{ mm}$	$90 < Q2 < 120$	1 à 3 mois
Bioclimat per-humide	$P > 1200 \text{ mm}$	$Q2 > 120$	+/- 0 mois

## Les étages bioclimatiques méditerranéens en France

Les forêts méditerranéennes en France s'organisent également selon un gradient altitudinal, ce qui permet de définir quatre étages bioclimatiques (Vennetier et Ripert, 2010). Leurs définitions s'appuient sur la description d'une végétation type associée à une plage de variables climatiques moyennes relatives à la température (moyenne annuelle, moyenne maximale du mois le plus chaud, moyenne minimale du mois le plus froid), ainsi qu'à la pluviométrie. Cette zonation à la fois climatique et altitudinale traduit ainsi les effets combinés de l'altitude et des précipitations (Figure 7) (Quézel, 1979). Les étages bioclimatiques méditerranéens observés en France sont ainsi :

- L'étage thermoméditerranéen : de 0 à 100 m d'altitude et température moyenne du mois le plus froid supérieure à  $3^{\circ}\text{C}$  ;
- L'étage mésoméditerranéen : jusqu'à 500-700 m d'altitude et température moyenne du mois le plus froid toujours positive ;
- L'étage supraméditerranéen : jusqu'à 800-1 300 m et température moyenne du mois le plus froid comprise entre  $0^{\circ}\text{C}$  et  $-3^{\circ}\text{C}$  ;
- L'étage montagnard sous influences méditerranéennes : de 800 à 1 500-1 700 m et température moyenne du mois le plus froid oscillant entre  $-3^{\circ}\text{C}$  et  $-7^{\circ}\text{C}$ .

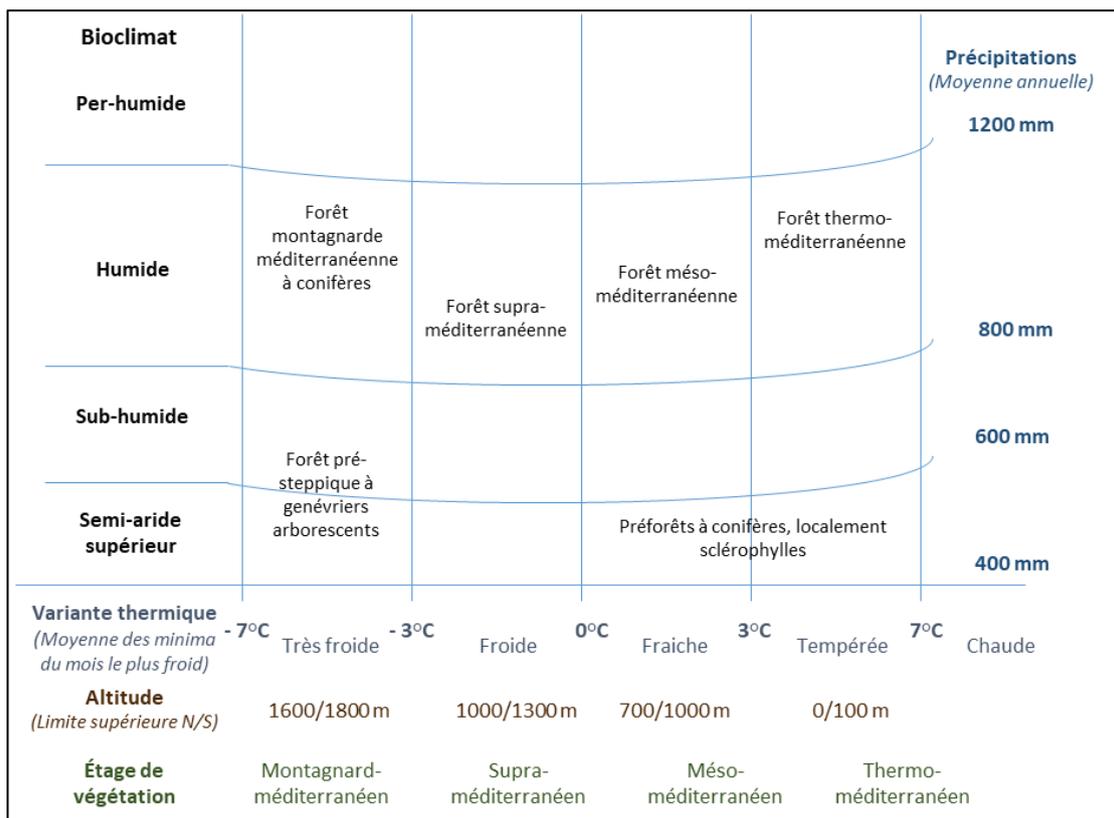


Figure 7 : Climagramme indiquant la situation respective des grandes formations végétales potentielles en région méditerranéenne, en fonction de la moyenne des précipitations annuelles (P) et de la moyenne des minima des températures du mois le plus froid (m) (d'après Quézel et Médail, 2003)

## Substrats et sols au sein de l'écorégion méditerranéenne française

L'histoire géologique de l'écorégion méditerranéenne du sud de la France est complexe et commence il y a plus de 300 millions d'années, lors de phases de sédimentation marine et fluviales successives sur le socle cristallin hercynien. Les surrections du Massif central, des Alpes et des Pyrénées y ont également laissé leurs empreintes métamorphiques. Ainsi, d'ouest en est, on rencontre :

- Les collines du Roussillon : au pied des Pyrénées, elles sont constituées de roches magmatiques et métamorphiques ;
- La plaine du Roussillon : elle comprend les vallées de l'Aude, du Rhône et du Var ainsi que la Camargue, ensembles sédimentaires recouverts d'alluvions d'origine fluviale, fluvio-glaciaire, torrentielle ou marine datant de la fin du Tertiaire ou du Quaternaire ;
- Les affleurements rocheux typiques des plaines languedocienne, rhodanienne et de la Provence calcaire : ils sont principalement constitués de calcaires urgoniens datant du Crétacé inférieur et comprennent le Massif de la Clape, le Pic Saint-Loup, les Costières, les Alpilles, la Sainte-Baume, et le Massif du Luberon ;
- Les Maures, l'Estérel et le Tanneron : ces reliefs sont essentiellement formés de roches métamorphiques datant de l'ère Primaire et ayant subi par endroits des intrusions de roches éruptives (massif du Tanneron) ;
- Les collines orientales : elles sont constituées de terrains sédimentaires du Secondaire et du Tertiaire (poudingues, marnes, sables et grès) (IGN, 2012).

La Corse comprend quant à elle deux grands ensembles géomorphologiques que sont la Corse cristalline, composée de roches magmatiques et qui s'étend sur les 2/3 de l'île, à l'ouest d'une ligne Calvi-Solenzara (ouest-est), et la Corse schisteuse, ou Corse Alpine, composée de roches ophiolitiques (reliques du plancher océanique). L'île comprend également une dépression centrale composée de collines de calcaires et de grès, ainsi qu'une vaste plaine côtière d'origine sédimentaire sur sa face orientale.

Ces divers matériaux qui constituent le substrat sont à l'origine de sols très différents et à des niveaux de fertilité variables (Gauquelin *et al.*, 2016). Ainsi, les roches siliceuses sont à l'origine de sols pauvres en éléments nutritifs et fortement lixiviés, tandis que les roches calcaires forment des sols à pH plus élevé, modérément lixiviés mais peu profonds.

Les sols méditerranéens présentent généralement une faible teneur en matière organique, notamment dans les secteurs arides, ce qui confère aux peuplements forestiers méditerranéens une plus faible productivité que les autres forêts françaises. L'alternance de saison humide et de saison sèche entraîne de plus un phénomène de rubéfaction des sols, leur donnant une couleur rouge caractéristique.

## ■ Dynamiques et écologie

### L'influence du climat méditerranéen...

Une des caractéristiques des forêts méditerranéennes est que la saisonnalité des températures et des précipitations limite la période de croissance de la végétation à la période humide, de l'automne au printemps. Cette saisonnalité induit également un fonctionnement discontinu des sols forestiers. En été en effet, les communautés d'organismes responsables de la décomposition de la matière organiques (mésosofaune et microorganismes) ne sont plus en capacité d'assurer ce processus clé.

L'érosion des sols est également un paramètre important dans le contexte forestier méditerranéen, notamment en raison des importantes quantités de précipitations qui peuvent se concentrer sur de très courtes périodes et des canopées souvent peu ou pas jointives. Les activités anthropiques ont également participé à la dégradation des sols forestiers méditerranéens de par l'intensification des régimes de perturbations (pâturage, incendies, exploitation en taillis, etc.). Cet appauvrissement des sols, en grande partie liée à leur érosion, est un des facteurs ayant favorisé les formations forestières sclérophylles aux dépens des formations caducifoliées.

### ... et celle des sociétés humaines

Le pourtour de la Méditerranée est marqué par une intense et profonde pression humaine qui s'y exerce depuis plus de 7 000 ans (Gauquelin *et al.*, 2016). Les paysages actuels sont ainsi largement constitués d'une mosaïque de successions végétales en dégradation ou en phase de recolonisation, résultat de ces interactions d'intensité variables entre les hommes et la nature (Aidoud, 1998). Les essences forestières et leurs écosystèmes associés s'organisent ainsi dans l'espace en fonction de la dynamique de la végétation selon trois grands modèles d'occupation spatiale : expansionniste, de résistance ou de stabilisation (Tableau 4) (Barbéro *et al.*, 1990 ; Tatoni, 1999).

**Tableau 4. Caractéristiques des principaux écosystèmes forestiers méditerranéens (d'après Barbéro *et al.*, 1990 ; Tatoni, 1999)**

	Modèle expansionniste	Modèle de résistance	Modèle de stabilisation
Stratégie biologique	Fertilité précoce (10-20 ans), graines légères et nombreuses, dissémination importante, croissance rapide	Fertilité tardive (40-60 ans), graines disséminées sur de courtes distances, croissance	Fertilité très tardive (70-80 ans), graines disséminées sur de courtes distances, croissance assez lente
Résistance aux perturbations	Adapté aux coupes et pâturage, se reconstitue en 40-50 ans après un incendie par semi (Inflammabilité très élevée et combustibilité élevée)	Résistance optimale aux perturbations intenses et répétées, capacité de rejet de souche, se reconstitue en 70-80 ans après un incendie (Inflammabilité et combustibilité élevée)	Faible résistance aux perturbations régulières et intenses, capacité de rejet de souche, se reconstitue en 90-100 ans après un incendie (Inflammabilité faible et combustibilité élevée)
Exemple d'écosystème évalué	<i>Pinèdes (Pin d'Alep, Pin maritime)</i>	<i>Chênaie verte</i>	<i>Chênaie pubescente</i>

Les forêts sempervirentes de chênes sclérophylles représentent ainsi les peuplements les plus caractéristiques de l'écorégion méditerranéenne française, notamment à l'étage mésoméditerranéen (0 à 500/700 m). Elles traduisent en effet une meilleure adaptation de la végétation sclérophylle aux différentes perturbations causées ou intensifiées par les activités humaines (modèle de résistance), notamment aux dépens des chênaies pubescentes (modèle de stabilisation) (Quézel et Médail, 2003). Les pinèdes à Pin d'Alep ou à Pin mésogéen jouent quant à elles essentiellement un rôle transitoire dans la dynamique de la végétation méditerranéenne (modèle expansionniste).

Cependant, depuis le début du XX<sup>ème</sup> siècle, une forte déprise agricole et pastorale touche l'ensemble des régions méditerranéennes d'Europe occidentale. Les forêts méditerranéennes françaises actuelles sont par conséquent essentiellement récentes et toujours en expansion, du fait de l'importante désintensification de l'exploitation des taillis et de la diminution sensible des feux de forêts. Ainsi, l'IGN (2016) estime que seul 13,5 % de la surface forestière actuelle de la zone d'étude correspond à des forêts anciennes, représentées sur la carte de Cassini.

Ces analyses révèlent également de plus que près de 100 000 ha de forêts présentes sur la carte de Cassini ne sont actuellement plus boisées, ce qui représente une perte de 18,5 %.



Figure 8 : Petit houx (*Ruscus aculeatus*), espèce indicatrice de l'ancienneté (© M. Rossi)

## Histoire et ancienneté du couvert forestier en région méditerranéenne française

L'histoire est un paramètre clé et déterminant de nombreux paramètres biotiques et abiotiques des écosystèmes forestiers. Les usages que l'homme a fait des territoires conditionnent en effet la biodiversité que l'on observe actuellement.

De même, l'ancienneté de l'état boisé d'une station détermine l'état de perturbation du sol, dont dépend de nombreuses espèces. Un certain nombre d'espèces sont ainsi majoritairement inféodées aux forêts anciennes. C'est notamment le cas de certains insectes, de plantes (Figure 8) ou de lichens. Des exemples de plantes inféodées aux forêts méditerranéennes anciennes sont indiqués en annexe.

Naman (2013) établit, pour ces plantes, la liste de leurs caractéristiques :

- Souvent oligotrophiles, ce qui induit une certaine intolérance aux modifications des sols du fait de l'agriculture (labour, apports azotés) (Paillet, comm. pers.) ;
- Faible persistance des graines dans les sols ;
- Capacité très réduite à coloniser de nouveaux milieux, en raison de vecteurs de dispersion peu efficaces sur de longues distances (transport par gravité ou par l'intermédiaire des fourmis) ;
- Faible vitesse de déplacement des populations dans le paysage (50 mètres par siècle pour les plus performantes, 30 mètres en moyenne) ;
- Faible résistance à la délocalisation, malgré des modes de vie essentiellement pérennes ;
- Reproduction essentiellement de type végétatif, par stolons, rhizomes ou bulbilles ;
- Reproduction sexuée peu développée et produisant peu de graines, souvent grosses et lourdes ;
- Préférence pour l'ombre, même si la plupart de ces espèces sont tolérantes à la pleine lumière.

Cependant, l'observation de l'une de ces espèces indicatrices n'est pas une preuve suffisante pour caractériser l'ancienneté d'une forêt. La présence d'un couvert forestier doit également être avérée sur des cartographies ou documents anciens, comme c'est le cas pour certaines forêts ayant fait l'objet de mesures de protection très anciennes (par exemple certaines propriétés ecclésiastiques). Il existe actuellement plusieurs cartographies de l'ancienneté des forêts tirées des cartes de Cassini, des minutes des cartes d'État-Major, du cadastre napoléonien ou d'autres cartes anciennes.

La carte de Cassini a été vectorisée au niveau national et est disponible en ligne (Vallauri *et al.*, 2012). Les minutes des cartes d'État-Major ont aussi été vectorisées pour certains territoires, notamment pour la Corse (Figure 9), le Parc naturel régional du Luberon, le Parc national des Cévennes, etc (Panaïotis *et al.*, 2015). Ces minutes ont également été rendues disponibles en version digitalisée par l'IGN, à l'échelle nationale et selon les frontières de l'époque, via GEOPORTAIL.

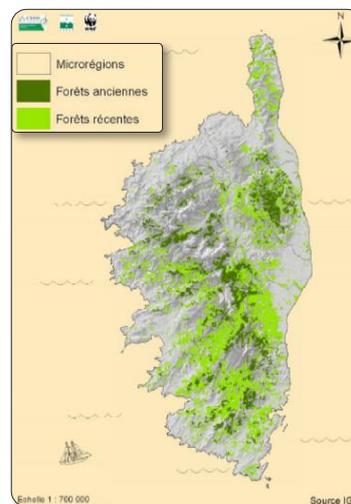


Figure 9 : Forêts anciennes et récentes en Corse (Panaïotis *et al.*, 2015)

Les archives des documents de gestion forestière, notamment en forêt publique, sont également des sources d'information précieuses pour reconstituer l'histoire des forêts (Lathuillière et Girond, 2014).

## Maturité et structure des peuplements forestiers méditerranéens en France

Tout peuplement forestier peut être qualifié de « jeune » ou de « mature » en fonction de l'âge des arbres qui le compose. Cet âge peut être déterminé selon différentes méthodes. Pour l'IGN par exemple, l'âge d'un peuplement forestier est donné par la moyenne des âges des deux arbres dominants chaque placette d'inventaire, lorsque celles-ci ont un couvert arboré recensable (supérieur à 15 %) et quelle que soit sa structure ou les essences concernées. Un arbre est considéré comme âgé lorsqu'il atteint les  $\frac{3}{4}$  de sa longévité estimée, mature entre  $\frac{1}{2}$  et  $\frac{3}{4}$ , adulte entre  $\frac{1}{4}$  et  $\frac{1}{2}$  et jeune lorsque son âge est inférieur à  $\frac{1}{4}$  de sa longévité (Rossi et Vallauri, 2013).

Comme pour évaluer l'ancienneté, l'observation de paramètres indirects comme les espèces indicatrices permet de fournir des indications quant à l'âge d'un peuplement. Certaines espèces sont en effet caractéristiques des forêts matures car elles sont inféodées aux vieux arbres, qui recèlent notamment de nombreux microhabitats (cavités, décollement d'écorce, fentes, etc.). C'est notamment le cas de certaines espèces de plantes (Mélampyre des bois), de lichens (Figure 10) (*Lobaria*), de champignons (russules), d'insectes (Grand capricorne) et d'oiseaux (Pic noir) (Mason et Zapponi, 2015). La présence d'une de ces espèces indicatrices n'est toutefois pas suffisante pour caractériser la maturité d'un peuplement. Il est en effet nécessaire d'observer tout un cortège d'espèces, végétales et animales, ainsi que de s'attacher à décrire d'autres caractéristiques (structure du peuplement, présence de microhabitats, traces d'empreinte humaines, etc.).



Figure 10 : *Lobaria pulmonaria*, indicateur de maturité (© M. Rossi)

Les longévités des principales essences méditerranéennes françaises ont été estimées par Rameau *et al.* (2008) sur la base de conditions de développement optimales. La longévité réelle de ces essences est cependant très mal connue dans le contexte européen du fait de la très forte pression humaine. Ce sont en effet surtout des perturbations d'origine anthropique qui réduisent cette longévité, comme les incendies volontaires ou accidentels et surtout l'exploitation forestière. En prélevant les arbres matures, ces perturbations amputent les écosystèmes des phases terminales de leurs cycles sylvigénétiques que sont le vieillissement et l'écroulement. Ceci affecte également les cortèges biologiques inféodés à ces cycles, ainsi que la quantité de nécromasse apportée aux écosystèmes (André, 1997 ; Gosselin *et al.*, 2004 ; Gosselin et Paillet, 2010 ; Paillet *et al.*, 2010 ; Vallauri *et al.*, 2005) (Figure 11).

Enfin, les conditions stationnelles du milieu, les caractéristiques du peuplement et les phénomènes de compétition, notamment intraspécifique, ont aussi un impact non négligeable sur la longévité des essences (Cateau *et al.*, 2014). Lorsque les données sont disponibles, les proportions de peuplements jeunes/âgés sont également indiquées. Les forêts méditerranéennes françaises sont majoritairement jeunes : seuls 4 % des forêts des GRECO Corse et Méditerranée sont composées de peuplements âgés de plus de 100 ans (IGN, 2013). La proportion de peuplements de moins de 80 ans atteint même 63 % dans la GRECO Méditerranée (Tableau 5). Cet état de fait se traduit notamment par un fort déficit en gros et très gros bois, qui ne représentent que 11 % du volume total de la GRECO Méditerranée, contre 37 % pour la Corse. Les forêts âgées sont en grande partie situées dans des lieux préservés, notamment du fait de leurs difficultés d'accès.

**Tableau 5. Classes d'âge et catégories de diamètres en forêt de production pour les GRECO Corse et Méditerranée (IGN, 2013)**

	GRECO Med	GRECO Corse	Moyenne pour les 2 GRECO
<b>Proportion de la superficie</b>			
< 80 ans	63 %	34 %	55 %
> 100 ans	4 %	ns	4 %
<b>Proportion du volume</b>			
PB + MB	89 %	62 %	79 %
GB + TGB	11 %	38 %	21 %

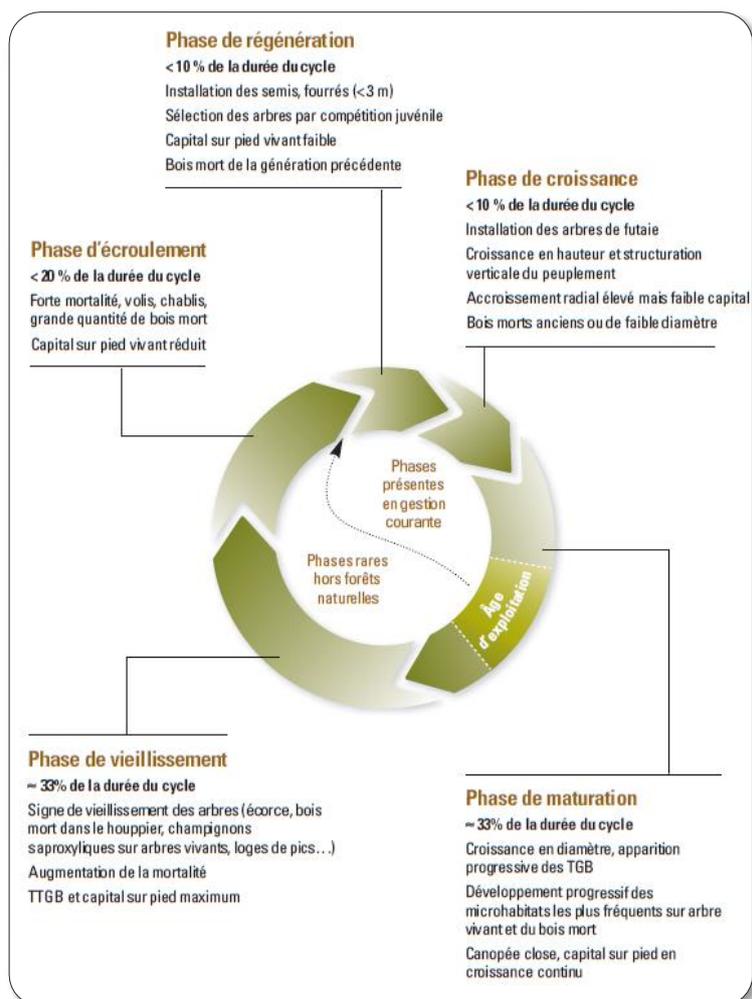


Figure 11 : Le cycle sylvigénétique résumé en 5 phases (mosaïque de taches unitaires > 200 m<sup>2</sup>) (Rossi et Vallauri, 2013)

Si les pratiques sylvicoles en région méditerranéenne française ont majoritairement été concentrées autour de la pratique du taillis au cours de l'histoire et ont contribué au rajeunissement des peuplements, le jeune âge des forêts méditerranéennes françaises est essentiellement lié à l'importante reconquête forestière des territoires méditerranéens au cours du XX<sup>ème</sup> siècle (Pignard, 2000). Pour chaque écosystème évalué, la longévité de l'essence dominante est indiquée.

### Ne pas confondre ancienneté et maturité

L'ancienneté d'une forêt qualifie non pas l'âge des arbres mais la continuité dans le temps de l'état boisé. C'est ainsi l'absence de perturbations majeures apportées au sol forestier qui est évaluée par ce paramètre : un sol labouré conserve en effet des stigmates de son utilisation passée pendant plusieurs centaines voire plusieurs milliers d'années (Dupouey *et al.*, 2002 ; Dambrine *et al.*, 2007).

Une forêt ancienne est par conséquent une forêt qui n'a jamais fait l'objet d'un déboisement au cours de son histoire. Plus communément, cette ancienneté se mesure selon différentes échelles de temps. Ainsi, Cateau *et al.*, (2014) proposent 4 seuils d'ancienneté : > 8000 ans (forêt ancienne millénaire), > 2000 ans (forêts anciennes gallo-romaines), > 600 ans (forêts anciennes médiévales), > 150 ans (forêt ancienne).

C'est souvent ce dernier seuil qui est utilisé car il est plus facile à caractériser.

Un écosystème forestier se structure verticalement selon différents étages : strates arborescentes hautes et basses, strate arbustive et strate herbacée. Certains écosystèmes possèdent également une strate sous-arbustive (ligneux bas) et une strate muscinale. Certaines espèces, notamment d'oiseaux, sont par exemple favorisées la présence de plusieurs strates (Dugravot, 2009).

La structure effective des peuplements forestiers résulte le plus souvent de la gestion dont ils ont fait l'objet et est, d'une certaine manière, liée à leur maturité. En fonction des sylvicultures appliquées, on observe ainsi des futaies régulières ou irrégulières, des taillis, ou des mélanges de futaie et taillis (Figure 12).

Les forêts méditerranéennes françaises se composent ainsi à plus de 60 % de taillis et de mélange futaie-taillis, et 19 % de futaie (dont 3 % de futaie irrégulière) (IGN, 2013) (Tableau 6). Il est intéressant de noter que si le traitement en futaie est majoritaire au sein des forêts des montagnes périméditerranéennes, le traitement en taillis est largement dominant aux étages thermo et mésoméditerranéen (Hamza, 2008).

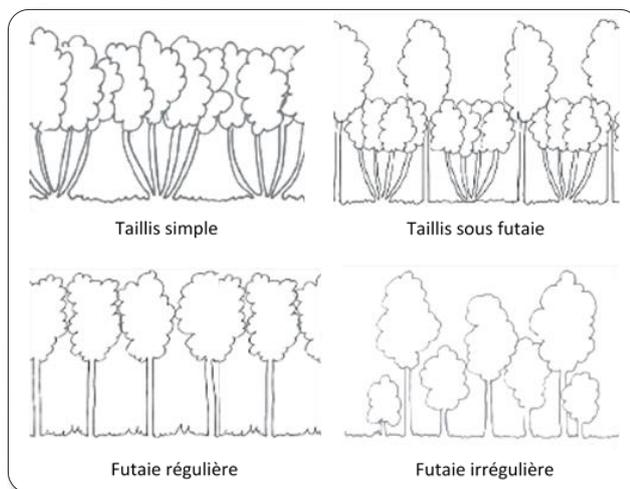


Figure 12 : Principaux traitements sylvicoles en France

**Tableau 6. Proportion des différents traitements sylvicoles en forêt de production pour les GRECO Corse et Méditerranée (IGN, 2013)**

Structure	GRECO Med	GRECO Corse	Moyenne pour les 2 GRECO
<b>Proportion de la superficie</b>			
<b>Taillis</b>	35 %	28 %	<b>32 %</b>
<b>Mélange de futaie et taillis</b>	27 %	38 %	<b>33 %</b>
<b>Futaie régulière</b>	18 %	14 %	<b>16 %</b>
<b>Futaie irrégulière</b>	4 %	<i>n.s</i>	<b>3 %</b>
<b>Pas de structure</b>	16 %	15 %	<b>16 %</b>

# Les forêts alluviales et riveraines méditerranéennes de France métropolitaine

Le terme « ripisylves » est souvent associé, dans la pratique, à des formations linéaires étroites et situées en bord de cours d'eau. Le terme « forêt galerie » qualifie quant à lui un peuplement forestier dont la canopée se rejoint au-dessus d'un cours d'eau.

Il s'agit d'une caractéristique potentielle ou ponctuelle de certains peuplements riverains, notamment des peuplements de bois tendre situés au plus près des cours d'eau. Les termes plus génériques de « forêts riveraines » et « forêts alluviales » sont ainsi préférables pour désigner tout peuplement forestier situé le long d'un cours d'eau, depuis les berges jusqu'aux terrasses alluviales (Figure 13).

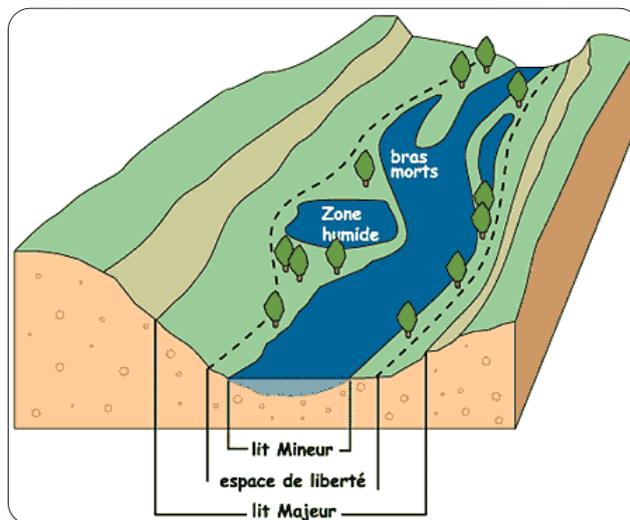


Figure 13 : Lit mineur et lit majeur d'un cours d'eau

## ■ Distribution géographique

Les ripisylves et forêts alluviales méditerranéennes s'étendent au sein des plaines alluviales des grands cours d'eau permanents (Rhône, Durance, Var, Argens, Cèze, etc.), ainsi que le long des rives des ruisseaux permanents et temporaires de plus petites dimensions (Figure 14).

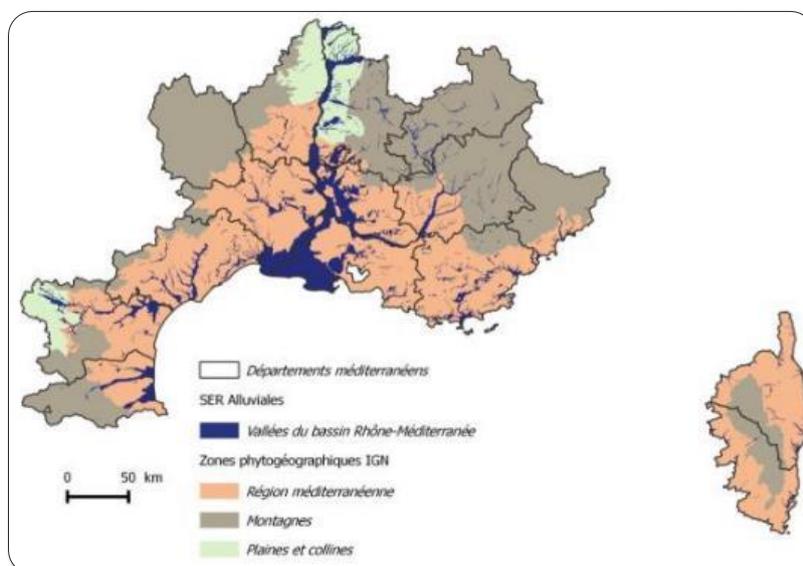


Figure 14 : Définition de la sylvoécocorégion alluviale « Vallées du bassin Rhône-Méditerranéen » (d'après IFN, 2002)

## ■ Espèces caractéristiques

Les ripisylves et autres forêts alluviales constituent des écosystèmes forestiers écologiquement particuliers et considérées comme des systèmes azonaux. En effet, même en région méditerranéenne et malgré l'influence notable des régimes hydrologiques caractéristiques des cours d'eau méditerranéens, les forêts riveraines et alluviales sont presque totalement déconnectées de l'influence du climat. De plus, la plupart des espèces qui composent ces peuplements forestiers, en particulier ceux des cours d'eau permanents, sont des espèces non méditerranéennes dont la présence est indépendante du déterminisme climatique méditerranéen.

Ces communautés végétales sont en effet sensiblement différentes selon que le cours d'eau soit permanent, doté d'un lit mineur et d'un lit majeur, ou qu'il soit temporaire et capable d'être totalement à sec durant la période estivale (Quézel et Médail, 2003).

## La végétation des ripisylves des cours d'eau méditerranéens permanents

---

Le long des cours d'eau permanents, la flore des forêts riveraines méditerranéennes est majoritairement ubiquiste, de souche européenne (eurosibérienne) et organisée autour d'espèces arborées comme le Peuplier blanc (*Populus alba*), ou l'Aulne (*Alnus glutinosa*) dans les ambiances plus fraîches. Les communautés végétales observées sont donc assez similaires à celles des ripisylves d'Europe occidentale et centrale (Décamps et Décamps, 2002 ; Décamps, 2003 ; Quézel et Médail, 2003 ; Schnitzler et Carbiener, 2006 ; Pont, 2007).

## La végétation des ripisylves des cours d'eau méditerranéens temporaires

---

A l'inverse, le long des cours d'eau temporaires, qui se trouvent principalement à l'étage thermoméditerranéen, la flore des forêts riveraines est assez pauvre et majoritairement de souche méditerranéenne ou méridionale. Les espèces ligneuses y sont quasiment toutes sempervirentes, le plus souvent arbustives et rarement arborées (saulaies, nériaies, tamaricaies).

## La faune des forêts riveraines méditerranéennes

---

La multitude d'habitats et de micro-habitats que représentent les plaines alluviales et les rives de cours d'eau offre quantité de niches écologiques à une riche biodiversité végétale mais surtout animale. La diversité des vertébrés, dont l'avifaune et les mammifères (notamment le castor) sont les plus étudiés, ainsi que celle des invertébrés, dépasse ainsi largement celle de la flore. En Camargue, Blondel (2003) recense par exemple 44 espèces d'oiseaux dépendantes des ripisylves, ce qui représente près de 40 % des oiseaux nicheurs de Camargue. Parmi ceux-ci, environ la moitié sont caractéristiques des milieux forestiers, un quart des lisières aquatiques et un quart des lisières terrestres (avec les milieux ouverts).

### ■ Contexte environnemental et hydrologique

## Le bioclimat des plaines alluviales méditerranéennes

---

Les forêts alluviales se développent sous un microclimat particulier, tout spécialement en région méditerranéenne. Elles bénéficient en effet de conditions d'hygrométrie plus favorables (humidité de l'air, contact permanent ou temporaire avec la nappe souterraine) et de moindres amplitudes thermiques du fait du rôle tampon du cours d'eau. Le stress hydrique estival caractéristique du climat méditerranéen est ainsi bien moins important pour ces forêts, ce qui permet la présence d'espèces malacophylles non spécifiques de l'écorégion méditerranéennes (Gauquelin, comm. pers.).

## Les régimes hydrologiques des cours d'eau méditerranéens

---

La structure et la composition des ripisylves sont intimement liées aux paramètres abiotiques de leur environnement et en particuliers aux paramètres spécifiques liées à leur situation en bord de cours d'eau (Figure 15) (Quézel et Médail, 2003 ; Pont, 2007).

Les types de boisements riverains sont ainsi premièrement déterminés par l'importance du cours d'eau et la nature de son régime hydrologique, notamment l'amplitude et la saisonnalité du battement de la nappe et des crues (Figure 16). La hauteur et la distance par rapport au cours d'eau vont quant à elles déterminer la fréquence et la durée des inondations, ainsi que la profondeur de la nappe phréatique. La situation topographique a également une influence sur le degré d'hydromorphie du sol (humidité et degré d'oxygénation), un des facteurs prépondérants de la sélection des espèces végétales capables de se développer.



Figure 15 : Ripisylve dans la réserve naturelle nationale de l'île de la Platière (© M. Rossi)

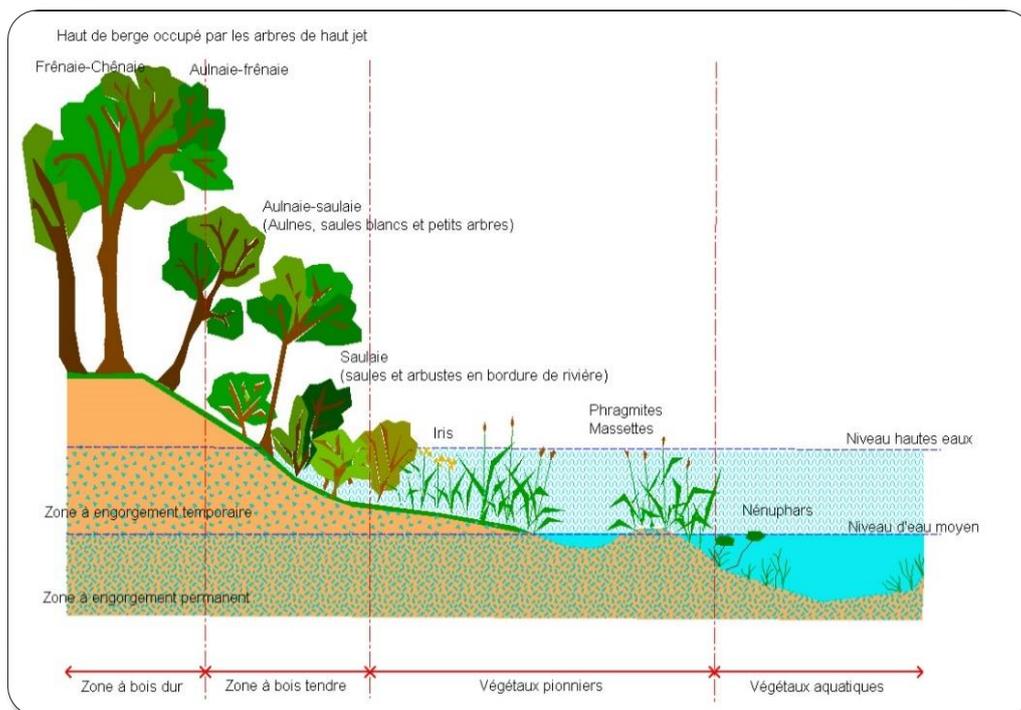


Figure 16 : types de boisement riverains et topographie des berges

Enfin, en fonction de la granulométrie, de la charge et de la nature des alluvions (minérales ou organiques), le degré de relation des espèces végétales avec la nappe d'eau seront très différentes selon la possibilité de pénétration des racines ou les remontées capillaires.

Les épisodes de crues sont des événements clés dans la dynamique des forêts alluviales. Outre le fait que ces épisodes permettent le renouvellement des peuplements, ils apportent également les alluvions nécessaires au développement des jeunes semis : des herbacées d'abord, puis des saules au fur et à mesure que les alluvions sont piégées par les nouveaux chevelus racinaires. Les cours d'eau méditerranéens ont bien souvent un régime torrentiel caractérisé par des crues soudaines et brèves, capables de véhiculer d'énormes charges sédimentaires en seulement quelques heures. Les concentrations en sédiment peuvent alors être 10 à 100 fois plus élevées que lors de crues de cours d'eau de régions humides (Décamps et Décamps, 2002).

Ces crues sont parfois décapantes : la roche mère est alors totalement mise à nu et ce sont les crues suivantes qui vont apporter une nouvelle couche d'alluvions nécessaire au développement des jeunes semis. Il n'est pas rare que des crues décapantes aient une récurrence de 50 ans dans certains cours d'eau. Ce type de crues a par exemple été observé en 2014 en Languedoc et en Corse (Cambon, comm. pers.).

## ■ Dynamiques et écologie

### La dynamique de la végétation forestière des rives des cours d'eau méditerranéens

Les stades pionniers des peuplements riverains de cours d'eau permanents sont des petites saulaies buissonnantes inféodées à l'espace de liberté du lit majeur (bord de rive humide, têtes d'îles sur graviers), auxquels leur succèdent des saulaies-peupleraies (cordon de rive, îlots). Les saules (*Salix* spp.) ont alors des ports arborescents. En s'éloignant progressivement des berges, ou si aucune crue ne vient perturber le peuplement, les saules disparaissent peu à peu et laissent dominer les peupliers (*Populus* spp.), en mélange avec les ormes (*Ulmus* spp.), frênes (*Fraxinus* spp.) et aulnes (*Alnus* spp.).

Toujours en cas d'absence de perturbations, ces stades post-pionniers, intermédiaires entre les forêts de bois tendre et de bois dur, peuvent évoluer vers des stades matures dominés par le Chêne pubescent (*Quercus pubescens*), toujours en mélange avec les essences des stades précédents. Sur les stations fraîches, confinées et à hygrométrie élevée, c'est le Charme-houblon (*Ostrya carpinifolia*) qui domine le peuplement mature. La succession végétale des communautés végétales rivulaires suit ainsi le schéma classique à la fois dans le temps et dans l'espace : peuplements pionniers et peuplements post-pionniers à « bois tendre », puis peuplements matures dits à « bois dur » (Figure 17).

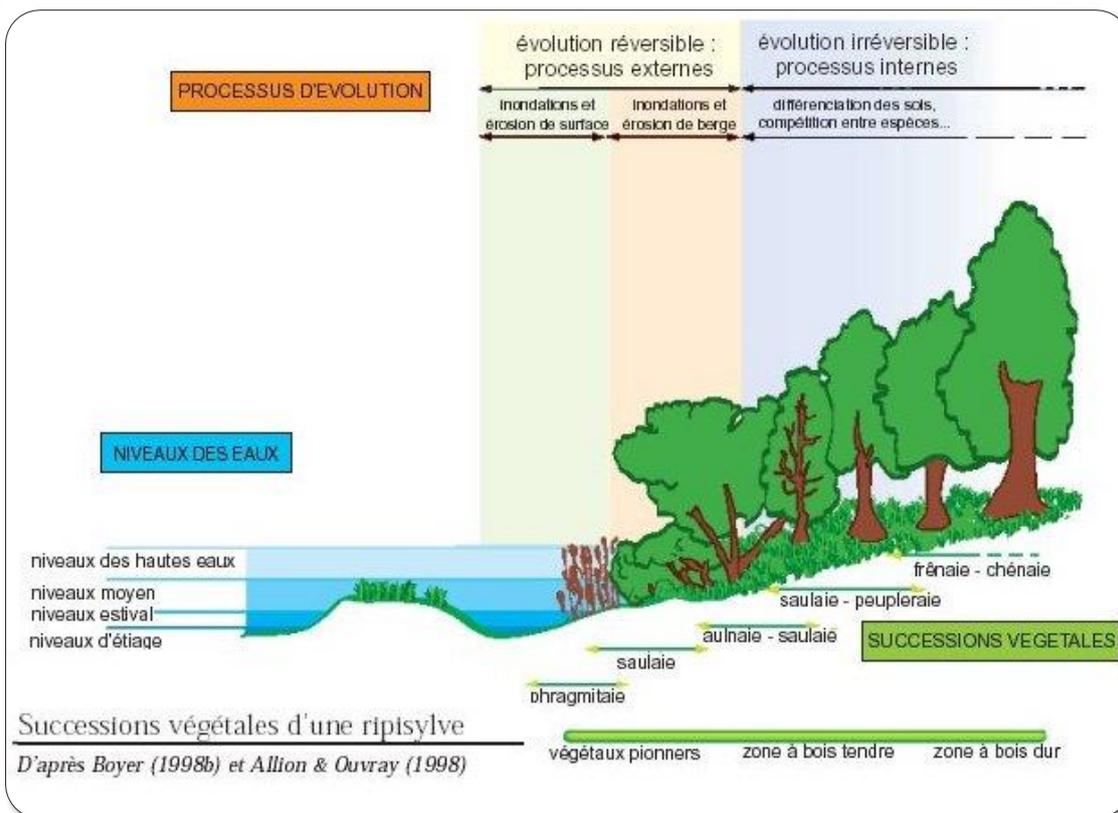


Figure 17 : Schéma de la dynamique de végétation le long d'un cours d'eau permanent.

Cette séquence correspond à la dynamique naturelle des écosystèmes forestiers alluviaux. Cependant, la modification de la dynamique fluviale ou la dégradation des milieux alluviaux, que l'on observe en région méditerranéenne et plus généralement en Europe, altère fortement cette dynamique. En effet, si la fragmentation est une cause majeure de dégradation des habitats naturels, cela est encore plus vrai pour les forêts alluviales : la continuité des populations d'espèces le long des cours d'eau comme la complémentarité de leurs habitats entre l'amont et l'aval sont fortement tributaires du bon état de conservation des écosystèmes riverains, depuis la source jusqu'à l'embouchure du cours d'eau.

Certaines espèces peuvent en effet se reproduire et se développer à l'aval, au niveau de la source, puis coloniser l'ensemble du cours d'eau par dérive passive (Moubayed, 1986). Les ripisylves méditerranéennes sont également au contact direct de nombreux autres milieux naturels : annexes hydrauliques fluviales, grèves, prairies humides, pelouses sèches alluviales (Pont, 2007).

## Impacts des régimes hydrologiques méditerranéens sur les peuplements forestiers riverains

La dynamique fluviale est un élément clé de la dynamique naturelle de la végétation riveraine. En effet, la composition des communautés végétales est principalement liée à la durée de la période écoulée depuis la dernière crue (Décamps, 2003). Les cycles de végétation sont alors rapides (20-30 ans) et dépassent rarement plus de 50 ans dans des conditions naturelles, hormis sur les terrasses alluviales épargnées des crues ou les secteurs les plus éloignées du cours d'eau (Quézel et Médail, 2003).

Selon Décamps (2003), le niveau de diversité spécifique des ripisylves est ainsi principalement fonction de la taille et du régime hydrologie du cours d'eau, ainsi que du degré de perturbation. La diversité est en effet maximale lorsque la fréquence et l'intensité des perturbations sont intermédiaires : des régimes de perturbation faibles favorisent la dominance de quelques espèces à longue durée de vie, tandis que des perturbations trop fréquentes ne permettent qu'à quelques petites espèces à courte durée de vie de survivre. La diversité est également maximale lorsque le degré d'hydromorphie des sols est intermédiaire.

Enfin, le degré de confinement, fonction de l'encaissement de la vallée et qui influe sur la durée d'ensoleillement, comme la position amont-aval du boisement le long du cours d'eau, ont également leur importance sur la structure du peuplement. La diversité spécifique des boisements riverains de cours d'eau permanents augmente ainsi depuis la source jusqu'au piémont,

puis se stabilise et s'accroît à nouveau vers l'embouchure. Pour les cours d'eau temporaires, la diversité spécifique est plutôt corrélée avec les interruptions en eau superficielle.

La variabilité des facteurs édaphiques, climatiques et hydrologiques amène à considérer les écosystèmes forestiers alluviaux comme de véritables mosaïques pouvant présenter quasiment tous les stades de la dynamique naturelle de la végétation riveraine, depuis les peuplements pionniers et post-pionniers jusqu'aux peuplements matures, ainsi que des cycles sylvigénétiques (régénération, croissance, maturité, vieillissement et écroulement).

## Histoire et ancienneté des forêts alluviales et riveraines méditerranéennes en France

Les forêts alluviales méditerranéennes sont des formations forestières post-glaciaires plutôt récentes, dont la mise en place a commencé il y a 8 000 à 9 000 ans (Quézel et Médail, 2003). Situées sur des sols riches et facilement aménageables par l'homme, elles ont de plus subi très tôt de sévères dégradations. Ainsi, par exemple, les Étrusques avaient drainé la quasi-totalité des zones humides littorales d'Italie centrale dès le V<sup>ème</sup> siècle avant J.-C. En Camargue, le bois des forêts alluviales fut quant à lui utilisé pour la batellerie dès l'Antiquité (Schnitzler, 2014).

Ces espaces extrêmement fertiles sont aussi utilisés pour l'agriculture, notamment pour des cultures annuelles et viticoles, ainsi que pour le pâturage. À partir du milieu du XIX<sup>ème</sup> siècle, l'endiguement des cours d'eau se généralise afin de limiter les épisodes de crue. Les épis de Girardon, digues longitudinales qui sont les dispositifs les plus utilisés, détruisent alors les modèles en tresse de certaines rivières et notamment du Rhône dont l'endiguement fut réalisé entre 1840 et 1931.

Cependant, la superficie des forêts alluviales a progressivement augmenté en région méditerranéenne française à partir du début du XIX<sup>ème</sup> siècle et ce jusqu'au milieu du XX<sup>ème</sup> siècle, du fait de deux principaux phénomènes. D'une part en effet, la régulation de la dynamique fluviale causée par les premiers endiguements, la sortie du petit âge glaciaire (période de refroidissement climatique du XVII<sup>ème</sup> au XIX<sup>ème</sup> siècle) offrant des conditions climatiques plus clémentes et les politiques de reboisements des terrains de montagne ont entraîné une diminution des flux d'alluvions, du nombre de grandes crues et de la mobilité latérale des cours d'eau, permettant aux boisements alluviaux de s'avancer dans le lit mineur.

D'autre part, les boisements riverains ont reconquis les espaces alluviaux auparavant quasi entièrement convertis en terres arables ou livrés au pâturage, suite à la déprise agricole qui s'opère dès la seconde moitié du XIX<sup>ème</sup>. Cette période d'extension des forêts alluviales fut cependant rapidement suivie d'une nouvelle phase de forte régression à partir des années 1950. L'artificialisation des plaines alluviales en est cette fois la cause principale (Figure 18) (Schnitzler et Carbiener, 2006 ; Pont, 2007). Varese (1993) estime ainsi que 40 % de la superficie des milieux naturels alluviaux ont disparu depuis 1950 en Basse-Durance. Piegay *et al.* (2003) estiment quant à eux qu'au début du XXI<sup>ème</sup> siècle et sur 45 pays d'Europe, 95 % des surfaces forestières alluviales avait déjà disparu.

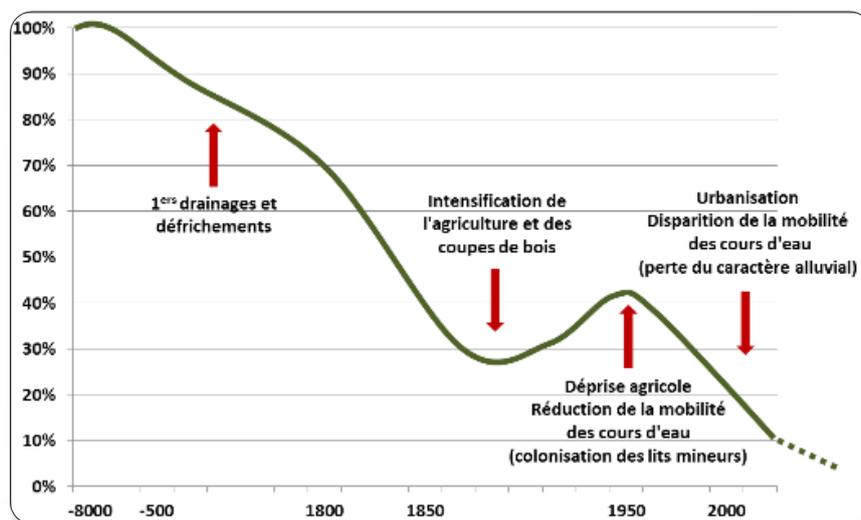


Figure 18 : Évolution des superficies de ripisylves en France au cours de l'Histoire

# Pressions, menaces et facteurs de vulnérabilité des forêts méditerranéennes en France

## ■ Pressions sur les forêts des plaines et des montagnes méditerranéennes

« La Méditerranée est l'écorégion française qui a subi les plus anciennes et les plus vastes transformations de son boisement » (Vallauri *et al.*, 2009). L'organisation des formations végétales que l'on y trouve est ainsi le résultat de ces interactions avec les activités humaines.

Malgré la forte déprise rurale constatée en Méditerranée française depuis le début du XX<sup>ème</sup> siècle, qui a notamment permis une importante reconquête forestière, les forêts méditerranéennes métropolitaines restent soumises à de nombreuses pressions et menaces, qu'elles soient globales comme les changements climatiques ou plus localisées comme le risque d'incendies ou l'exploitation forestière.

Ces différents facteurs de vulnérabilité sont développés ci-dessous et assurent la base des évaluations réalisées pour chacun des écosystèmes évalués par la suite.

## La gestion et l'exploitation des milieux forestiers

### Histoire de la gestion forestière en méditerranée française

Les forêts méditerranéennes sont exploitées par l'Homme depuis l'Antiquité, et ce pour des usages très divers (Gleizes, 2012). En France, la plupart de ces usages ont perduré jusqu'à la seconde moitié du XX<sup>ème</sup> siècle pour connaître ensuite une déprise majeure. Ainsi, le pâturage en forêt fut pratiqué jusqu'à la fin de la seconde guerre mondiale, tout comme la fabrication de verre (Riols, 2012), la récolte de tannin et de plantes aromatiques et surtout la production de bois de chauffe. La production de charbon de bois connu quant à elle un déclin plus précoce, dès 1914, tout comme la production d'huile de cade et de fourrage. Pour répondre à ces différents usages, les forêts méditerranéennes ont été majoritairement traitées en taillis au cours de l'histoire, la faible qualité du bois produit répondant bien aux besoins de l'époque (charbonnage, fourrage, bois de chauffage).

La production de bois de feu, qui fut très importante jusqu'en 1950, connaît actuellement un regain d'activité et la demande se tourne toujours vers des produits bois de faible qualité (papier, bois énergie) (Bruciamacchie *et al.*, 2008). Le régime de taillis reste ainsi majoritaire (Tableau 5). L'approvisionnement des centrales biomasses de production d'électricité nécessite par exemple des volumes de bois très importants, pourtant peu adaptés aux capacités de production des forêts méditerranéennes (Salvaudon et Economides, 2015).

### Impact des coupes rases

Les coupes rases, par la suppression totale du couvert forestier, engendrent quant à elles de nombreuses perturbations du fonctionnement des écosystèmes (Figure 19). Le climat local s'en trouve en effet modifié (luminosité, humidité, température, etc.), tandis que l'ensemble des communautés faunistique, floristique et fongique subissent de profonds changements (Jones *et al.*, 2003).

Les sols sont également perturbés sur le long terme, notamment avec une forte diminution du stock de carbone et des éléments nutritifs disponibles du fait de la minéralisation accrue de la matière organique (Barthod *et al.*, 1999 ; Rossi *et al.*, 2015). Les concentrations en nitrates, ammonium, phosphates et potassium s'en trouvent de ce fait fréquemment augmentées (Bowden et Bormann, 1986).

Des coupes rases réalisées dans le cadre de rotations inférieures à 30 ans occasionnent des dégradations environnementales plus importantes encore (Gleizes, 2012).



Figure 19 : Coupe rase, taillis de Chêne vert, Corse (© C. Panaiotis)

Outre l'impact paysager, notamment dans le cas d'exploitations réalisées par grandes trouées géométriques (Chastel, 1996), la structure des peuplements s'en trouve très simplifiée et certaines essences forestières (Chêne pubescent, Erable de Montpellier, etc.) se trouvent concurrencées par des essences à croissance rapide, comme l'Arbousier et le Chêne vert (Chabal, 1994). Enfin, les sols se dégradent encore plus rapidement, notamment de par la circulation fréquente d'engins (compaction) par une plus forte tendance à l'érosion (Barthod *et al.*, 1999 ; Bailly et De Paul, 2005).

## Régénération des taillis méditerranéens

La régénération par rejet de souche limite le brassage génétique et peut, à long terme, diminuer la résistance et la résilience des peuplements face à des perturbations de grande ampleur (attaques d'insectes ou de champignons, incendies, changement climatique, etc.). Cette dynamique facilite également la diffusion des espèces invasives, d'autant plus que la trouée dans la canopée est vaste ou en connexion avec d'autres trouées affectées (Totland *et al.*, 2005). Les effectifs des espèces forestières inféodées aux microhabitats des arbres âgés et au bois mort sont également fortement réduits (Barthod *et al.*, 1999).

D'autres modes de sylviculture plus respectueux du fonctionnement naturel des écosystèmes, tels ceux portés par l'association Prosilva, sont étudiés et testés, notamment pour la chênaie pubescente. Là où les sols forestiers le permettent, la gestion de taillis s'oriente ainsi vers une gestion en futaie, ce qui permet d'augmenter les valeurs écologiques, et à terme économiques, des peuplements forestiers méditerranéens. Une gestion efficace des forêts méditerranéennes pour l'exploitation de leur ressource en biomasse reste de plus un important moyen de protection contre leur dégradation (Jamin et Luigi, 2011). C'est notamment le cas d'une gestion multi-fonctionnelle prenant à la fois en compte les enjeux de protection du patrimoine naturel, de protection physique et de protection de la forêt contre les incendies, ainsi que les enjeux d'accueil du public. La gestion en taillis reste néanmoins actuellement la plus rentable et la plus simple à mettre en œuvre.

### Une pression d'exploitation accrue en Méditerranée à l'avenir ?

L'approvisionnement des grosses centrales biomasses de production d'électricité comme la centrale biomasse de Gardanne (Bouches-du-Rhône), d'Inova (Var) ou de Pierrelatte (Drôme), devrait sensiblement accroître la pression d'exploitation des forêts de la région méditerranéenne. Ces centrales nécessitent en effet des volumes de bois très importants, de faible qualité et provenant en grande proportion des forêts alentour (Salvaudon et Economides, 2015).

Par exemple, la reconversion d'une partie de la centrale thermique de Gardanne, la plus grosse de la région, pour fournir de l'énergie par combustion de biomasse, doit entraîner une consommation annuelle de l'ordre de 800 000 à 1 million de tonnes de bois. Si elle ne fonctionne toujours pas, il est prévu que l'approvisionnement de cette centrale s'effectue à terme dans un rayon maximal de 400 km. Or, les déchets verts, résidus de l'agriculture et autres bois résidus de plans DFCI, de l'industrie et de la consommation des particuliers produits dans ce périmètre ne pourront représenter qu'à peine plus de la moitié d'un tel volume (Reporterre, 2017).

## Les incendies

### Combustibilité, inflammabilité et résilience des forêts méditerranéennes

Le feu est une composante majeure des écosystèmes forestiers méditerranéens et fait partie intégrante de la dynamique naturelle de leur végétation. La présence humaine a cependant largement modifié les régimes naturels des feux : les départs de feux ont aujourd'hui majoritairement une origine anthropique. La gestion forestière conduite dans les peuplements forestiers peut également amplifier ou, au contraire, réduire la vulnérabilité de ces écosystèmes face aux incendies en adaptant leur combustibilité et leur inflammabilité.

La combustibilité désigne la facilité avec laquelle le feu se propage et dépend de la saison, de la nature des espèces présentes et de la structure du peuplement. L'inflammabilité désigne quant à elle la facilité avec laquelle le feu apparaît et dépend essentiellement de la végétation et du degré de sécheresse. Il est également scientifiquement admis qu'une fréquence d'incendie supérieure à 30 ans, peu importe son intensité, entraîne la dégradation de tout écosystème forestier car même les espèces arborescentes méditerranéennes les plus adaptées perdent leurs facultés de régénération (ONF, 2006).

Cependant, bien que tous les écosystèmes forestiers méditerranéens soient concernés par les phénomènes d'incendies, tous n'y présentent pas la même vulnérabilité. La vulnérabilité d'un écosystème face aux incendies dépend en effet de sa capacité de résilience ainsi que de la vitesse de régénération de son couvert végétal, de laquelle dépendra la durée pendant laquelle le sol sera exposé à un risque d'érosion. Le degré d'aléa est également très variable au sein l'écorégion méditerranéenne.



Figure 20 : Forêt méditerranéenne incendiée (© Michel GUNTHER, WWF)

Le phénomène d'incendie se caractérise quant à lui principalement par son intensité, qui peut être calculée en kW par mètre de front de feu et dépend de la hauteur des flammes, sa récurrence et la superficie incendiée. Ces variables ont un impact direct sur la capacité de résilience de l'écosystème (Figure 20).

Les incendies peuvent être évalués comme faible, moyen ou fort, les incendies moyens étant caractérisés par intensité de front de feu comprise entre 200 et 2000 kW/m (Curt *et al.*, 2013).

### La lutte contre les incendies face aux prévisions climatiques

La lutte contre les incendies opérés en France depuis les années 1970 et notamment les dispositifs de Défense des Forêts Contre l'Incendie (DFCI), qui visent à protéger les forêts et les biens qu'elles abritent (urbanisation diffuse, etc.), a été relativement efficace au sein de la région méditerranéenne française. Les superficies annuelles incendiées ont ainsi été divisées par 4 entre 1973 et 2012 (Figure 21a). Le nombre de départs de feu a également diminué, notamment du fait de la régression des mises à feu d'origine agricole (Figure 21b). La majorité des incendies actuels a dorénavant une origine involontaire ou criminelle (Ganteaume et Jappiot, 2013).

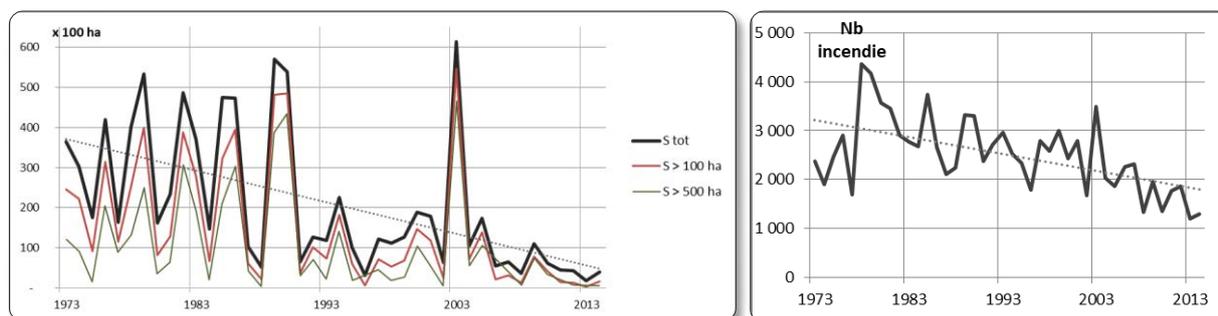


Figure 21 : Évolution des surfaces incendiées (a) et du nombre d'incendies (b) en région méditerranéenne française, entre 1973 et 2014 (Source : Prométhée, base de données en ligne consultée en 2015)

Cependant, les prévisions climatiques à moyen terme réalisées à l'échelle de la Méditerranée suggèrent une intensification des phénomènes d'incendies, du fait de la modification de plusieurs variables. D'une part, l'augmentation du stress hydrique rendra la végétation plus sèche et donc plus inflammable, tandis que les périodes de risque extrême devraient être plus fréquentes du fait de l'allongement des saisons propices aux incendies et d'une extension de la zone géographique concernée par ces phénomènes (32 départements français concernés vers l'arrière-pays). L'ensemble de ces facteurs combinés devraient également conduire à une augmentation du nombre de très grands incendies, caractérisés par une intensité très forte et une superficie supérieure à 100 ha, de loin les plus ravageurs (Rigolot, 2008). 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 et Jappiot, 2013).

L'occurrence de ces très grands incendies est également largement favorisée par la lutte contre les départs de feu (Clément, 2005 ; Ganteaume et Jappiot, 2013 ; Curt *et al.*, 2013). En effet, l'efficacité des attaques systématiques des départs de feu et la lutte contre les incendies en général a entraîné une augmentation globale de la biomasse végétale au sein des écosystèmes méditerranéens, augmentant de ce fait leur combustibilité. La plus grande fréquence de périodes exceptionnellement sèches conduisant à une plus grande inflammabilité des peuplements, les départs de feux non maîtrisés ont alors plus de chance de produire des incendies dévastateurs et souvent incontrôlables (Ganteaume et Jappiot, 2013 ; Curt *et al.*, 2013 ; Quézel et Médail, 2003). Enfin, la dynamique de la végétation elle-même, notamment la progression des formations répondant au modèle expansionniste comme les pinèdes à Pin d'Alep dont l'inflammabilité est très élevée, renforce ce risque.

L'année 2003, exceptionnellement sèche et pouvant être considérée comme représentative du futur climat méditerranéen, traduit bien cette conjoncture : les surfaces incendiées et le nombre d'incendies de plus de 100 ha furent de très loin supérieures à la moyenne 1973-2012, contrairement au nombre total de départs de feux (Figure 21) (Rebetez *et al.*, 2006).

Pour l'évaluation du risque d'effondrement des écosystèmes forestiers méditerranéens, les incendies peuvent être traités différemment selon que l'on considère une modification de variables abiotiques (fréquence, intensité, composition des sols) ou de leurs conséquences en termes de modification de variables biotiques (substitution d'essences ou de cortèges floristiques, rajeunissement des peuplements ou simplification de leur structure). Nous considérons alors que, en fonction des données disponibles, la prise en compte de plusieurs variables biotiques et/ou abiotiques liées à un même facteur doit être envisagée. La variable la plus affectée, qu'elle soit évaluée selon le critère C ou D, entrainera alors l'attribution de la catégorie de menace la plus forte.

## Les Changements climatiques

### Augmentation de l'ETP, évapotranspiration potentielle de la végétation

Le constat établi par Météo France est que les 15 années les plus chaudes observées à ce jour en France, depuis le début du XX<sup>ème</sup> siècle, l'ont toutes été au cours des 25 dernières années (Figure 22). Les trois années les plus chaudes jamais enregistrées sont par ailleurs 2011, 2014 et 2015.

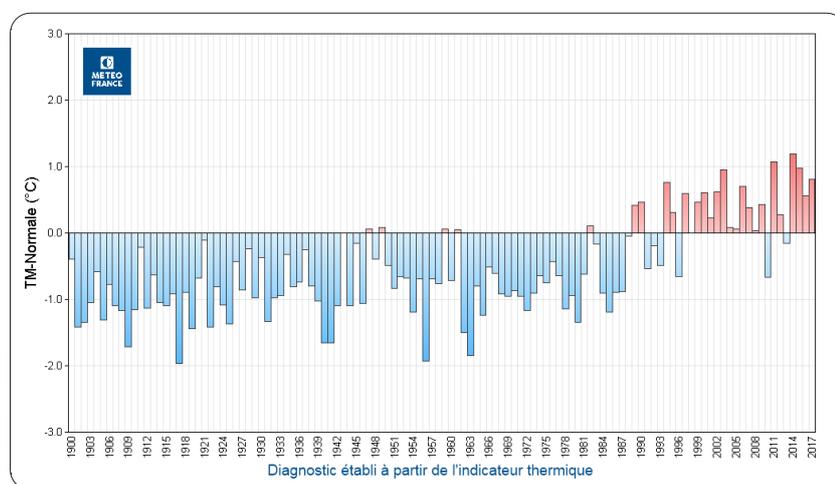


Figure 22 : Ecart à la normale 1981-2010 des températures moyennes depuis 1900

Les différents scénarios climatiques à l'horizon 2100, élaborés par plusieurs laboratoires de recherche, anticipent pour la zone méditerranéenne une augmentation des températures moyennes. Ouzeau *et al.* (2014) estiment ainsi qu'une hausse des températures moyennes plus importante que pour le reste de l'Hexagone est prévisible à l'horizon 2021-2050, avec des écarts pouvant atteindre 1,5° à 2°C par rapport à la référence 1975-2005. Mais surtout, ces scénarios prévoient une plus forte irrégularité des précipitations annuelles accompagnée d'une baisse du nombre de jours de pluies. La diminution des précipitations est ainsi estimée à 7 %, 15 %, 42 % et 10 % respectivement pour les trimestres DJF, MAM, JJA et SON, à la fin du 21<sup>ème</sup> siècle (Somot *et al.*, 2008).

La période estivale serait donc davantage concernée par ces changements de pluviométrie mais également par une augmentation des températures maximales et notamment des épisodes de sécheresse. Cette augmentation de l'aridité du climat méditerranéen est également rappelée par le GIEC (2014), qualifiant le bassin méditerranéen de « hot spot » de changement climatique. Ces prédictions climatiques impliquent que le climat y sera à la fois plus chaud et plus sec l'été, menant à une nette aggravation de la sécheresse estivale qui constitue déjà un stress important pour la végétation méditerranéenne (Valladares *et al.*, 2014).

L'aridification du climat méditerranéen est un phénomène déjà constaté aujourd'hui. Il se traduit par l'augmentation du pouvoir évaporant du climat pour la végétation, liée à celles du rayonnement net et de la température ainsi qu'à la baisse de l'hygrométrie de l'air (Lelièvre *et al.*, 2011). Globalement, l'ETP des plaines et des plateaux méditerranéens a augmenté de 20 à 30 % depuis 1980, augmentant d'autant le déficit climatique (Figure 23).

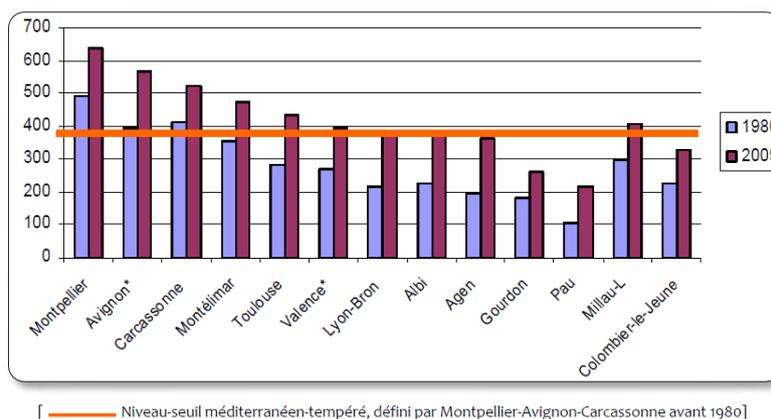


Figure 23 : Déficit climatique (ETP-P) en 1980 et 2009 (Lelièvre et al., 2011)

## Quelle réaction des écosystèmes forestiers méditerranéens ?

La réaction des arbres issus d'une exploitation en taillis simple face à ces changements n'est pas connue. Les vieilles cépées ont en effet un appareil racinaire surdéveloppé et plus âgé que la partie aérienne, ce qui pourrait jouer un rôle dans l'adaptation des arbres méditerranéens face au déficit en eau (Gleizes, comm.pers.). Les écosystèmes forestiers méditerranéens qui correspondent aux stades ultimes de la dynamique végétale de leurs stations (chênaies vertes, chênaies pubescentes, hêtraies, etc.) présenteraient également une bonne capacité d'adaptation face aux variations aléatoires et souvent importantes des précipitations, ce qui permettrait de tempérer les impacts du changement climatique (Hoff et Rambal, 1999).

Toutefois, des modifications de la composition des peuplements et de leur flore accompagnatrice pourraient avoir lieu. Des expérimentations ont montré, par exemple, qu'une augmentation de 1°C de la température moyenne conjuguée avec une perte de 10 % des pluies printanières et estivales aboutirait à moyen terme à plus de 25 % de modification de la composition floristique de la chênaie pubescente, au profit d'espèces xérophiles (Vennetier et Ripert, 2010). Sur le terrain, le suivi réalisé depuis plusieurs années traduit déjà une variation de la flore de près de 12 % sur certaines stations.

La pérennité des essences forestières sur certaines stations peut également être compromise à l'avenir. Il existe cependant deux cas de figure :

- Si les conditions climatiques ont été les conditions limitantes de l'implantation (sur sols superficiels par exemple), l'évolution du climat méditerranéen serait susceptible de révéler le caractère limitant des sols et entraîner des dépérissements à long terme, même si les arbres sont habitués à des périodes de stress hydrique ponctuelles.
- Si les sols (sols riches ou à forte réserve utile hydrique) ont permis de compenser l'aridité du climat, ils seraient alors toujours en capacité de compenser son augmentation à plus ou moins long terme. Les arbres seront cependant bien plus vulnérables aux périodes de stress hydrique ponctuelles.

L'évolution du climat méditerranéen modifie de nombreux paramètres dont les conséquences ne sont cependant pas toujours négatives pour les écosystèmes forestiers. C'est notamment le cas de l'augmentation de la concentration en CO<sub>2</sub>. Aussi, ce sont surtout les événements climatiques extrêmes et l'intensification du déficit hydrique qui seront les plus préjudiciables aux forêts méditerranéennes françaises, en particulier car cela les rendraient plus sensibles à d'autres perturbations comme les incendies ou les attaques de pathogènes.

## L'artificialisation des territoires

### La « Rurbanisation » en méditerranée française

Les écosystèmes forestiers de la région méditerranéenne française sont particulièrement affectés par le mitage lié à l'urbanisation diffuse, et ce particulièrement depuis la fin des années 1970. En effet, bien que les territoires ruraux méditerranéens 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 (Médail et Diadema, 2006). Ainsi, à l'échelle des Bouches-du-Rhône, la superficie des « interfaces habitat-forêt », zones de contact entre les zones d'habitations et les forêts, a augmenté de près de 10 % entre 1999 et 2009 (Figure 24) et de plus de 20 % concernant l'habitat groupé.

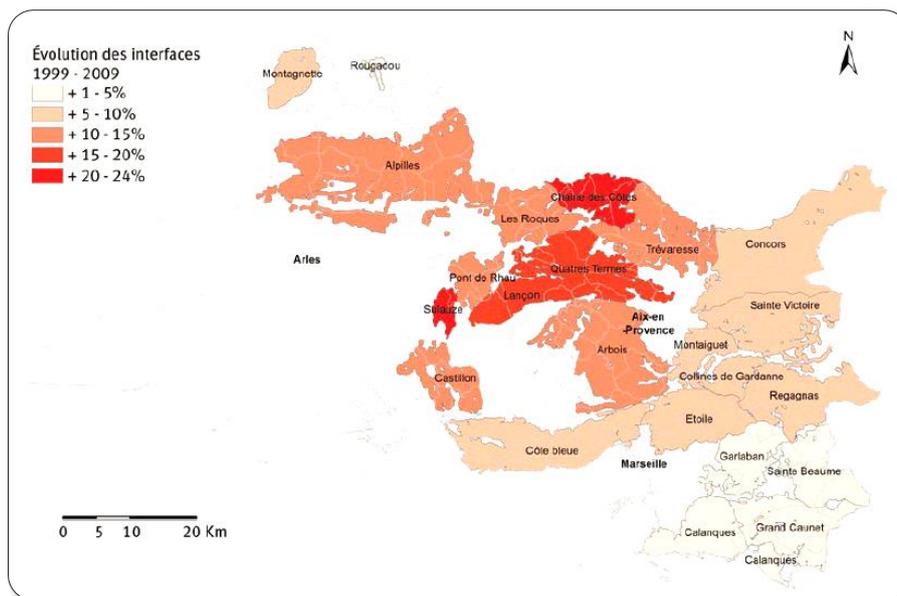


Figure 24 : Évolutions des interfaces habitat-forêt sur les 23 massifs du département des Bouches-du-Rhône en 2009 par rapport à 1999 (Long-Fournel et al., 2013)

On distingue en effet plusieurs types d'urbanisation : habitat isolé (< 1 bâti/ha) et habitat diffus (1-2 bâtis/ha), composés de maisons anciennes ou neuves construites sur d'anciennes terres agricoles ou en zones naturelles, et habitat groupé dense à très dense (> 3 bâtis/ha), principalement constitué de lotissements.

Les candidats à l'habitat individuel « à la campagne » peuvent être des habitants de la région, des grandes villes françaises ou des étrangers (belges, anglais, etc.). La plupart sont ainsi mus par l'héliotropisme (attirance vers des zones plus ensoleillées), la fuite des cœurs de villages alentours ou des grandes agglomérations (Avon *et al.*, 2008). L'INSEE prévoit à l'horizon 2030 une augmentation de la population de 32 % en Languedoc-Roussillon, 18 % en PACA et 13 % en Corse par rapport à la population recensée en 2005 (INSEE, modèle OMPHALE, scénario central). Si les politiques régionales et communales ne s'orientent pas résolument vers des objectifs de resserrement urbain et de maîtrise de la consommation de l'espace rural, les impacts sur les écosystèmes forestiers les plus vulnérables pourront être très importants.

### Conséquences sur la résilience des écosystèmes forestiers

La progression de ces « interfaces habitat-forêt » est de plus un facteur supplémentaire d'augmentation du nombre de départs de feu (Lampin *et al.*, 2011). Dans les Bouches-du-Rhône par exemple, près de la moitié des départs de feux se concentre dans ces zones d'interfaces (Long-Fournel *et al.*, 2013). De plus, cette urbanisation diffuse est à l'origine d'un engagement plus important des moyens de lutte (terrestres et aériens) pour protéger les biens humains et matériels lors d'un incendie, au détriment des milieux naturels.

L'artificialisation des territoires et l'urbanisation diffuse entraîne, outre une régression de la superficie des milieux forestiers et des risques accrues d'incendies, une importante fragmentation des massifs. Cette fragmentation est un facteur de dérangement des espèces et de nuisance à leurs déplacements. En effet, l'augmentation du nombre de parcelles et des distances qui les séparent, la réduction de la taille de ces parcelles ou encore la modification globale de la matrice d'un écosystème ont de nombreuses conséquences sur ses interactions biotiques et peuvent notamment compromettre la persistance ou la viabilité de certaines espèces (Thompson et Ronce, 2010).

Il est également scientifiquement prouvé que les petits fragments de forêts contiennent moins d'espèces que les grands, suivant ainsi la relation « aire – espèces ». La diversité des processus de fragmentation et de leurs conséquences sur le fonctionnement des écosystèmes entraîne cependant une grande variété de résultats pas toujours négatifs et difficilement quantifiables pour un écosystème donné.

L'urbanisation diffuse et l'augmentation de la surface des zones d'interfaces « habitat-forêt » pose également des problèmes d'introduction d'espèces : espèces exotiques plantées dans les jardins ou espèces d'habitats différents, potentiellement envahissantes.

## Les espèces exotiques envahissantes

Les espèces exotiques envahissantes constituent un réel problème, en particulier au sein des milieux fortement anthropisés (milieux périurbains, urbains, jardins privés, routes, friches, bordures de parcelles agricoles, etc.) et les milieux aquatiques (berges, ripisylves, cours d'eaux, marais, etc.). Les régions PACA (Tableau 7), Languedoc-Roussillon (Brunel, 2003) et Corse (CBN/OEC) ont pour cela rédigées des stratégies de gestion des espèces végétales envahissantes. La région Languedoc-Roussillon a également travaillé sur les espèces animales (DREAL-LR, 2009). Enfin, les régions PACA et Occitanie disposent aujourd'hui d'une base de données en ligne commune concernant les espèces végétales exotiques envahissantes ([www.invmed.fr](http://www.invmed.fr)).

Tableau 7. Nombres d'espèces envahissantes végétales en région PACA (d'après Terrin et al., 2014)

	Milieu forestier	Berges des cours d'eaux
Envahissement majeur	7	16
Envahissement modéré	6	21
Envahissement émergent	6	17
Risque d'envahissement élevé	21	38
Total	40	92

Les écosystèmes forestiers (hors ripisylves) sont des milieux plutôt résistants aux espèces envahissantes, en particulier animales, si tant est qu'ils ne soient pas fortement perturbés. On dénombre cependant 40 espèces végétales affectant ou susceptibles d'affecter les forêts méditerranéennes en France, en particulier le Mimosa argenté (*Acacia dealbata*), l'Erable négundo (*Acer negundo*), l'Ailante (*Ailanthus altissima*), le Chèvrefeuille du Japon (*Lonicera japonica*), le Robinier faux acacia (*Robinia pseudoacacia*), le Solidage verge d'or (*Solidago gigantea*) et l'Oxalis pied-de-chèvre (*Oxalis pes-caprae*).

Il existe également quelques espèces exotiques qui ne sont pas envahissantes mais dont la dynamique de régénération peut générer des problèmes plus modérés, notamment le Cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica*), le Troène luisant (*Ligustrum lucidum*), la Vigne-vierge (*Parthenocissus inserta*), le Raisin d'Amérique (*Phytolacca americana*), le Pin noir d'Autriche (*Pinus nigra* ssp. *nigra*) et le Pyracantha (*Pyracantha coccinea*).

### ■ Pressions sur les forêts alluviales et riveraines méditerranéennes

Trois types de facteurs très différents peuvent impacter les forêts riveraines et alluviales méditerranéennes. Le premier type comprend les facteurs de perturbations des écosystèmes forestiers au sens large, notamment l'exploitation des peuplements ou l'artificialisation des espaces occupés par ces forêts. Le second comprend les facteurs liés à la modification de la dynamique fluviale, notamment à la volonté de maîtrise et de régulation des régimes de crues.

Enfin, il existe des facteurs affectant autant les peuplements forestiers que les milieux aquatiques, notamment les pollutions d'origine agricole, urbaine ou industrielle (eaux usées, résidus d'engrais), qui ruissellent des forêts vers les cours d'eau et contaminent à la fois les sols et les eaux courantes, en entraînant parfois l'eutrophisation des milieux aquatiques et en particulier des annexes fluviales.

## La gestion et l'exploitation des boisements riverains

### Impacts sur la structure des ripisylves

L'exploitation forestière a également contribué à fragmenter les écosystèmes forestiers alluviaux méditerranéens. En effet, une grande partie des boisements riverains ont été exploités en taillis par le passé, par coupes rases, que ce soit dans les stades de bois tendre ou de bois dur. Ce traitement a alors bien souvent conduit au développement de faciès de dégradation dominés par le Robinier faux-acacia (*Robinia pseudoacacia*), espèce végétale exotique et envahissante.

De la même manière que pour les autres écosystèmes forestiers, et malgré la forte intensité des régimes de perturbations liés à la dynamique fluviale, la gestion forestière pour l'exploitation du bois entraîne un rajeunissement des peuplements ainsi qu'un déficit de vieux arbres et de bois mort. De vieux arbres ont cependant pu être conservés, notamment pour le prélèvement de la ramée (fourrage pour le bétail) et sont devenus des trognes, très riches en micro-habitats.

## Rôle du bois mort au seins des forêts riveraines

Si le rôle clé du bois mort en forêt comme support de biodiversité et pour le fonctionnement de l'écosystème dans son ensemble est aujourd'hui plutôt bien reconnu (Vallauri *et al.*, 2005), la présence de bois mort au sein des forêts alluviales est encore négativement perçue car elle est souvent considérée comme faisant obstacle à l'écoulement des eaux. Pourtant, les modifications hydrologiques liées à la présence de bois mort, notamment les variations locales de vitesse et du sens d'écoulement, ainsi que de la hauteur d'eau et de la granulométrie, créent une grande variabilité physique du milieu favorable à la biodiversité.

D'autre part, les pièces de bois mort déplacées par les cours d'eau permettent la circulation de nombreuses espèces, principalement des invertébrés, dont la capacité de dispersion est souvent très réduite. Cela contribue alors sans aucun doute à la bonne fonctionnalité des corridors écologiques que sont les eaux de surface (Magdalou *et al.*, 2002 ; 2009).

D'un point de vue plus général : « *ce bois mort crée une grande variété d'habitats, depuis des vasques profondes, à écoulement lent, jusqu'à des cascades aérées et rapides. Ce faisant, le bois mort favorise la diversité de la vie végétale et animale dans les ruisseaux et les petites rivières. Les branchages ainsi immergés accumulent les feuilles mortes en des sites qui deviennent des hauts lieux de l'activité biologique. Le bois mort représente en outre un substrat sur lequel des algues peuvent se développer, attirant des insectes aquatiques, des mollusques, des vers. Toute une faune d'invertébrés sert ainsi d'intermédiaire entre des algues et des détritiques qu'elle consomme et des prédateurs.* » (Décamps, 2002 in Magdalou *et al.*, 2002).

## L'altération de la dynamique fluviale

À partir du XIX<sup>ème</sup> siècle, des travaux d'endiguement et d'enrochement des berges des grands fleuves ont été entrepris, avec l'objectif de cantonner les cours d'eau à leurs lits mineurs et ainsi limiter les crues et les inondations des lits majeurs.

Le développement de la production d'énergie hydroélectrique à partir des années 1950 entraîna quant à elle la construction de nouvelles infrastructures, notamment de digues et de barrages, qui concouru à l'artificialisation des berges mais aussi, du fait de leur caractère transversal, à la modification plus globale des régimes hydrologiques. Le Rhône a ainsi vu l'aménagement de 18 infrastructures entre 1935 et 1987 par la Compagnie Nationale du Rhône, fondée en 1933. Ces aménagements respectent tous un schéma type comprenant un barrage réalisé sur le cours naturel (sur 7 à 20 km), un canal de dérivation (sur 5 à 20 km) qui accueille la centrale, ainsi qu'une écluse et des contre-canaux longeant les endiguements (Figure 25). Des matières premières sont en outre prélevées directement dans les cours d'eau. Des gravières sont ainsi exploitées pour le secteur de la construction et des stations de pompage sont installées pour irriguer les cultures situées à proximité.

Du fait de ces différentes perturbations, la géomorphologie des fleuves évolue et les modèles en tresses, composés de plusieurs lits mineurs, de bras morts et d'îles, disparaissent. Les fleuves s'enfoncent alors dans leurs alluvions en creusant profondément leurs lits mineurs. Le niveau des nappes alluviales se stabilise et les lits majeurs ne sont plus inondés : la plaine alluviale s'assèche progressivement et l'instabilité naturelle des bords de cours d'eau est supprimée, ce qui diminue la connectivité entre les cours d'eau et les écosystèmes rivulaires (Schnitzler et Carbiener, 2006).

Actuellement, une prise de conscience s'opère quant aux services rendus par les écosystèmes riverains des cours d'eau, notamment en termes de régulation des crues (Figure 26) (Décamps, 2003 ; UICN France, 2015).

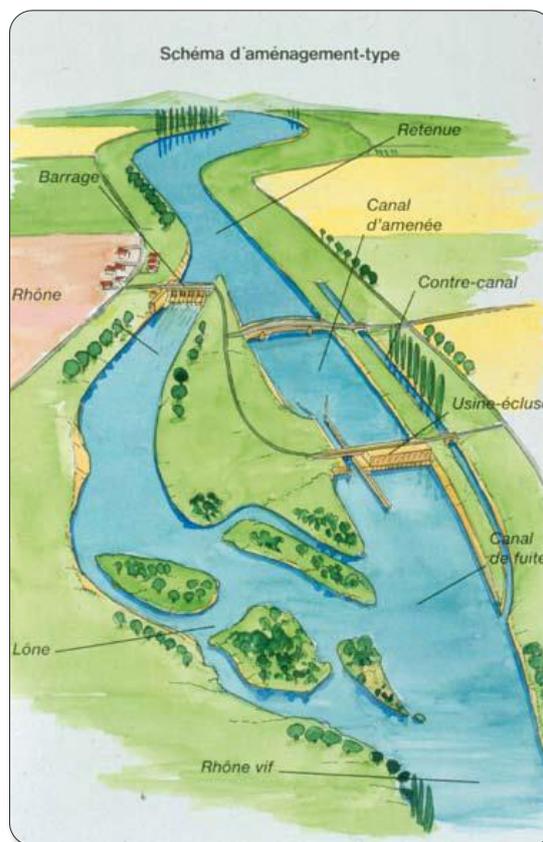


Figure 25 : Aménagement type du Rhône (© Comité National du Rhône)

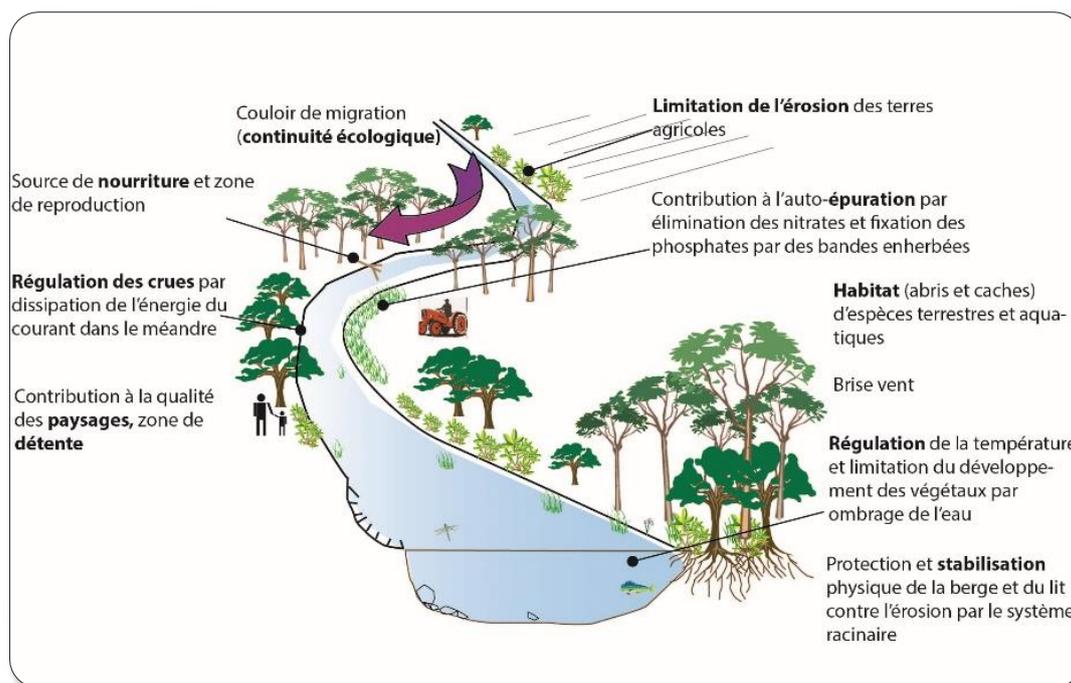


Figure 26 : Panorama de services rendus par les écosystèmes riverains (© Communauté de communes Comté de Provence)

## L'artificialisation et la fragmentation des écosystèmes alluviaux

L'artificialisation des plaines alluviales (aménagements, urbanisation, agriculture) entraîne une régression des écosystèmes forestiers riverains mais également leur fragmentation. Cette pression représente la principale cause de leur régression. Les infrastructures de transport par exemple, sont en effet préférentiellement installées dans les plaines alluviales à proximité des cours d'eau (exemple de la vallée du Rhône).

Les plaines alluviales sont également des terres très fertiles et propices à l'agriculture, notamment aux cultures annuelles, à la viticulture et à l'élevage, ainsi qu'à la populiculture. Les plantations de peupliers se substituent alors aux stades de bois durs de la forêt alluviale. Un sous-bois diversifié peut toutefois se maintenir au sein des plantations peu extensives mais les pratiques intensives sont le plus souvent préconisées, conduisant bien souvent à des plantations monoclonales de peupliers issus d'hybridations génétiques et où le sous-bois est éliminé.

Les ripisylves offrent également un espace de récréation attractif pour de multiples activités. Leur difficulté d'accès et leur aspect « sauvage » font notamment partie de leur attrait pour des activités solitaires (pêche, chasse). La randonnée s'y développe et l'aménagement de sentiers peut accentuer la fragmentation des peuplements rivulaires, tout comme l'installation de campings ou de clubs nautiques en bord de cours d'eau.

Enfin, de nombreuses décharges, auparavant communales et maintenant sauvages, sont souvent installées à proximité des cours d'eau, témoignant d'un imaginaire collectif décrivant autrefois les milieux aquatiques comme permettant une certaine purification et entraînant au loin les éléments indésirables (Aspe, 2003).

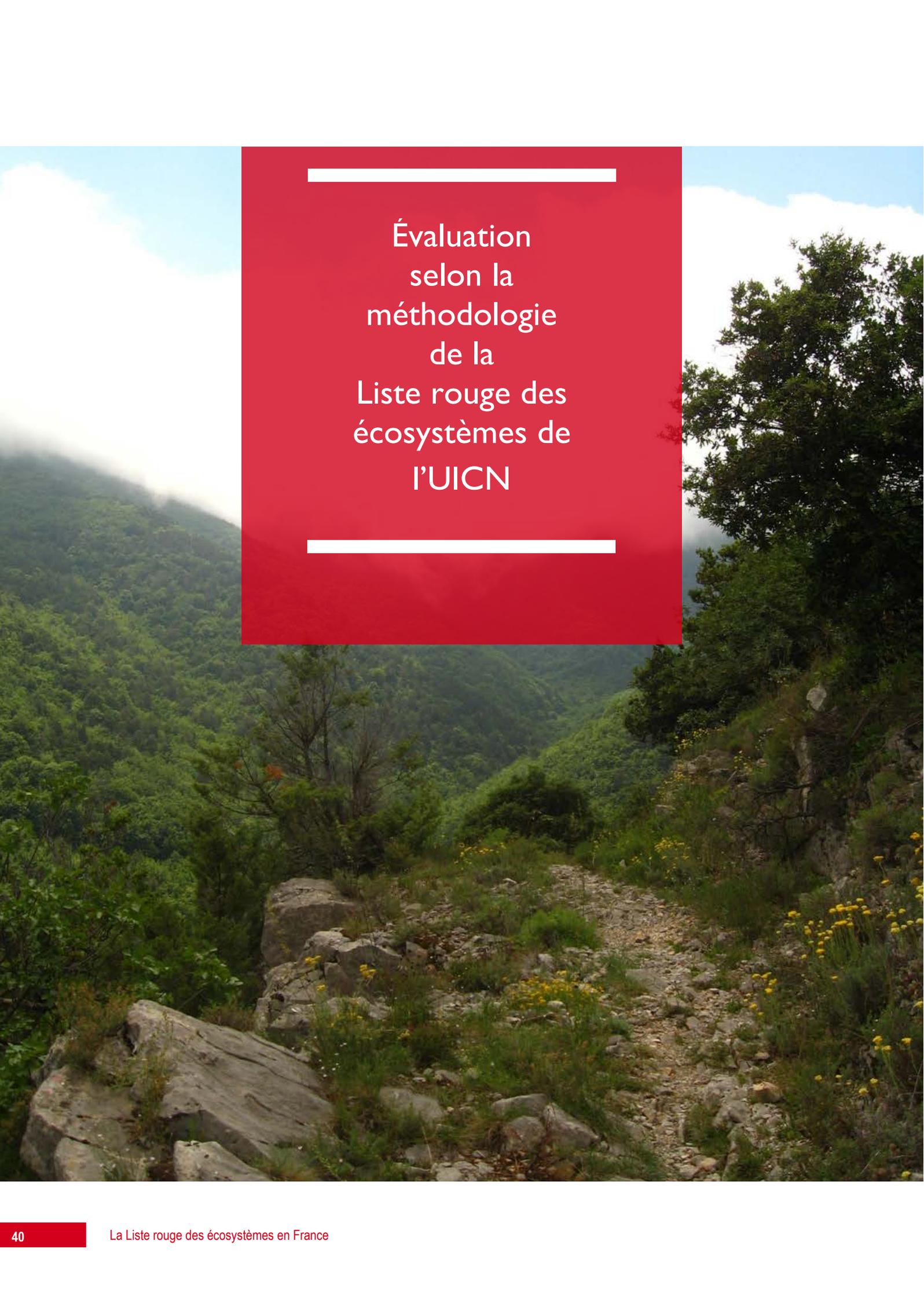
## Les espèces exotiques envahissantes

Les forêts alluviales sont des écosystèmes forestiers particulièrement propices à la colonisation par des espèces exotiques envahissantes, contrairement aux autres types d'écosystèmes forestiers. Ces espèces comptent ainsi en moyenne pour 10 à 25 % de la diversité floristique totale des forêts riveraines de l'hémisphère Nord (Planty-Tabacchi *et al.*, 2001 ; Pont, 2007).

En région PACA par exemple, sur les 28 espèces végétales exotiques envahissantes les plus inquiétantes parmi les 121 espèces répertoriées dans la région, 17 sont présentes sur les berges des cours d'eau contre seulement 8 en milieux forestiers non riverain (Terrin *et al.*, 2014). Ces espèces exotiques envahissantes (Tableau 8) colonisent de plus de vastes superficies dans les ripisylves. Les raisons de cette intense colonisation sont les mêmes que celles expliquant la richesse spécifique élevée des ripisylves, à savoir la diversité d'habitats (mosaïque intra-forestière et entre milieux associés), la fertilité des sols, l'intensité des régimes de perturbation qu'ils soient naturels ou anthropiques et la puissante capacité de dispersion des espèces offertes par les cours d'eau.

**Tableau 8. Liste des principales espèces exotiques envahissantes se développant au sein des ripisylves méditerranéennes (Décamps, 2003 ; Quézel et Médail, 2003 ; Schnitzler et Carbiener, 2006 ; Terrin et al., 2014 ; Sarat, comm. pers.)**

Espèces végétales			
Mimosa	<i>Acacia dealbata</i>	Laurier cerise	<i>Prunus laurocerasus</i>
Érable américain	<i>Acer negundo</i>	Faux cotonnier	<i>Gomphocarpus fruticosus</i>
Ailante glanduleux	<i>Ailanthus altissima</i>	Balsamine géante	<i>Impatiens glandulifera</i>
Ambrosie à feuilles d'armoise	<i>Ambrosia artemifolia</i>	Noyer	<i>Juglans regia</i>
Faux-indigo	<i>Amorpha fruticosa</i>	Chèvrefeuille du Japon	<i>Lonicera japonica</i>
Armoise des Frères Verlot	<i>Artemisia verlotiorum</i>	Jussie à grandes fleurs	<i>Ludwigia grandiflora</i>
Séneçon en arbre	<i>Baccharis halimifolia</i>	Jussie rampante	<i>Ludwigia peploides</i>
Mahonia	<i>Berberis aquifolium</i>	Paspale à deux épis	<i>Paspalum distichum</i>
Bident à fruits noirs	<i>Bidens frondosa</i>	Raisin d'Amérique	<i>Phytolacca americana</i>
Buddleia de David	<i>Buddleja davidii</i>	Renouée du Japon	<i>Reynoutria japonica</i>
Herbe de la Pampa	<i>Cortaderia selloana</i>	Robinier faux-acacia	<i>Robinia pseudoacacia</i>
Souchet robuste	<i>Cyperus eragrostis</i>	Solidages verges d'or	<i>Solidago graminifolia</i> , <i>S. altissima</i> , <i>S. gigantea</i>
Figuier	<i>Ficus carica</i>	Aster à feuilles de saule	<i>Symphotrichum x salignum</i>
Févier d'Amérique	<i>Gleditschia triacanthos</i>	Palmier à chanvre	<i>Trachycarpus fortunei</i>
Houblon du Japon	<i>Humulus japonicus</i>	Lampourde à gros fruit	<i>Xanthium orientale</i>
Vigne vierge	<i>Parthenocissus inserta</i>		
Espèces animales			
Ragondin	<i>Myocastor coypus</i>	Rat musqué	<i>Ondatra zibethicus</i>



Évaluation  
selon la  
méthodologie  
de la  
Liste rouge des  
écosystèmes de  
l'UICN

# Chênaies pubescentes méditerranéennes



## Présentation et distribution géographique

Les forêts méditerranéennes dominées par le Chêne pubescent représentent le principal écosystème forestier des collines et des basses montagnes calcaires méditerranéennes de France continentale, entre 300 et 1 000 mètres d'altitude. Il existe cependant différents types de chênaies pubescentes, notamment en fonction des étages bioclimatiques. Ces forêts sont également présentes en Corse mais de manière plus limitée.

L'aire de répartition des chênaies pubescentes méditerranéennes s'étend, au sein de l'écorégion méditerranéenne, depuis l'Espagne jusqu'aux rivages du nord de la Mer Noire. Ces forêts s'étendent en France sur près de 272 000 ha, selon l'IGN (Figure 27).

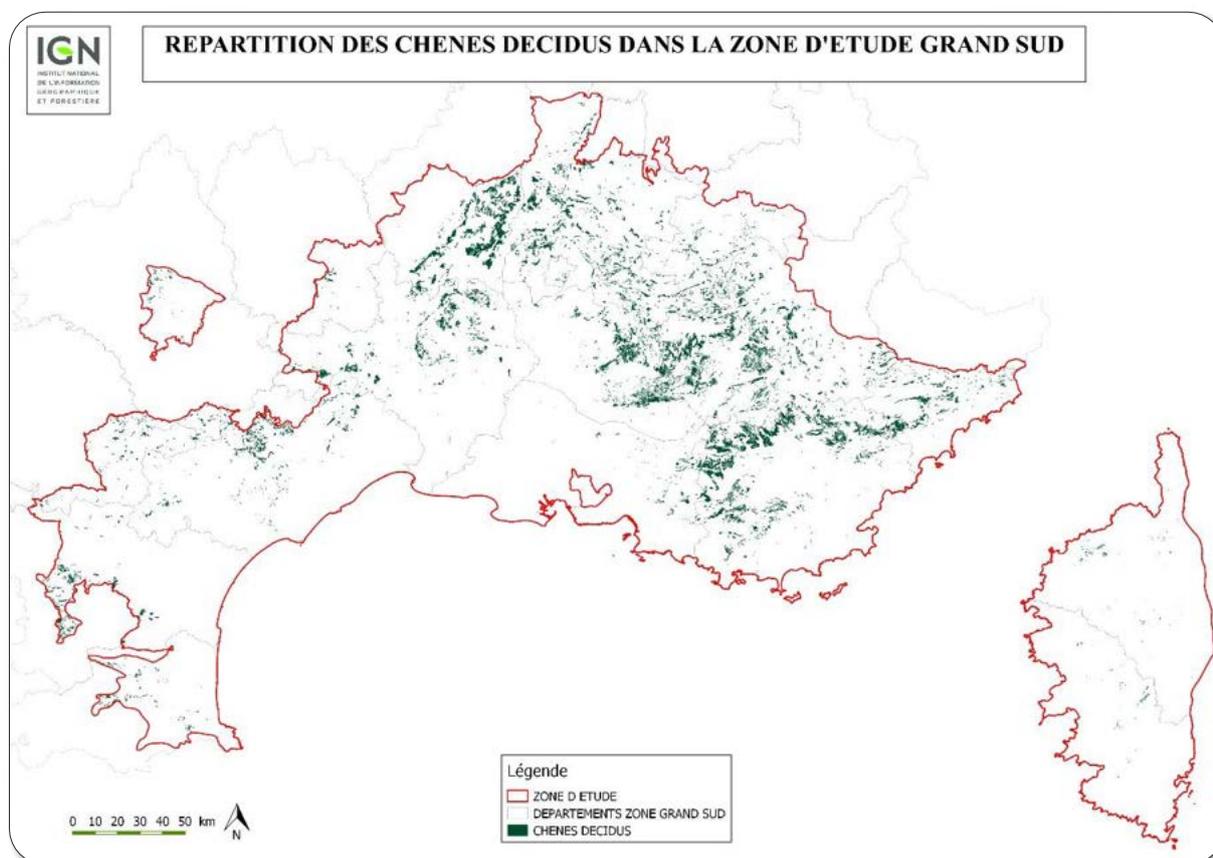


Figure 27 : Répartition des peuplements forestiers dominés par des chênes décidus dans l'écorégion méditerranéenne française (IGN, 2017)



## Classification

### ■ EUNIS / Corine biotopes

Nous retenons pour l'écosystème « Chênaies pubescentes méditerranéennes », les unités présentées dans le Tableau 9.

**Tableau 9. Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Chênaies pubescentes méditerranéennes » (Davies *et al.*, 2004 ; Louvel *et al.*, 2013)**

Code	Intitulé	Description
G1.71 Pro parte	Chênaies à <i>Quercus pubescens</i> occidentales et communautés apparentées	Forêts et bois de <i>Quercus pubescens</i> de la zone supraméditerranéenne française, de l'ouest de l'arc alpin et du nord-est de l'Espagne, avec des irradiations jusqu'au sud de l'Allemagne et la Belgique. Forêts basses médio-européennes de <i>Quercus petraea</i> ou de <i>Quercus robur</i> , occupant les expositions chaudes au-delà du domaine de <i>Quercus pubescens</i> et faisant transition avec le <i>Quercion pubescenti-petraea</i> par la présence de <i>Buxus sempervirens</i> ou d'autres plantes calcicoles thermophiles, notamment <i>Limodorum abortivum</i> , <i>Melittis melissophyllum</i> . Dans les Carpates, elles sont représentées par l'alliance du <i>Genisto germanicae-Quercion</i> avec les espèces <i>Avenella flexuosa</i> , <i>Calluna vulgaris</i> , <i>Festuca ovina</i> , <i>Genista</i> spp., <i>Luzula luzuloides</i> .
G1.711	.... occidentales	Forêts et bois de <i>Quercus pubescens</i> subsp. <i>pubescens</i> des régions sub- et supraméditerranéennes françaises, et des stations chaudes dans des régions plus septentrionales d'Europe occidentale.
G1.7111	.... sud-occidentales	Forêts et bois de <i>Quercus pubescens</i> subsp. <i>pubescens</i> des régions sub- et supra-méditerranéennes françaises.
G1.714	.... euméditerranéennes	Forêts de <i>Quercus pubescens</i> subsp. <i>pubescens</i> occupant des stations fraîches à l'intérieur de la zone mésoméditerranéenne, généralement sur des ubacs et des sols relativement profonds, accompagnés par <i>Quercus ilex</i> et une végétation associée caractéristique du <i>Quercion ilicis</i> .
G1.72	..... Cyrno-sardes	Bois de Corse et de Sardaigne dominés par <i>Quercus pubescens</i> subsp. <i>pubescens</i> , parfois accompagné par <i>Quercus virgiliana</i> , <i>Quercus congesta</i> .

Ces unités EUNIS correspondent aux unités 41.71 (711 et 714) et 41.72 de Corine Biotope (Bissardon *et al.*, 1997).

Les « chênaies à *Quercus pubescens* septentrionales » (G1.7112), les « chênaies thermophiles à *Quercus petraea* et *Quercus robur* subméditerranéennes » (G1.712) et les « chênaies pyrénéennes à *Quercus pubescens* subsp. *palensis* » (G1.713) seront traitées dans un chapitre ultérieur.

### ■ Types d'habitats d'intérêt communautaire (Bensettiti *et al.*, (coord), 2001)

Les chênaies pubescentes ne figurent pas explicitement dans la Directive Habitat. Toutefois, certains faciès peuvent être rattachés aux habitats 9340-8 « Yeuseraie-chênaie pubescente à Gesse à larges feuilles » et 9380-2 « Chênaies pubescentes à houx de Provence et du Languedoc ».

### ■ Classification phytosociologique (Bardat *et al.*, 2004)

Sur le continent :

- **Classe** : *Quercus robur-Fagetalia sylvaticae* pp.
  - **Ordre** : *Quercetalia pubescenti-sessiliflorae*
    - **Alliance** : *Quercion pubescenti-sessiliflorae*
      - **Sous-alliance** : *Buxo sempervirentis-Quercion pubescentis*

## Étage supraméditerranéen de Corse :

---

- **Classe** : *Quercetea pubescentis*
  - **Ordre** : *Quercetalia pubescenti-petraeae*
    - **Alliance** : *Lathyrion veneti*

## Étage mésoméditerranéen de Corse :

---

- **Classe** : *Quercetea ilicis*
  - **Ordre** : *Quercetalia ilicis*
    - **Alliance** : *Fraxino orni-Quercion ilicis*

### ■ IUCN Habitats classification scheme (Version 3 .1)

Cet écosystème appartient à l'unité 1.4 « Temperate forest ».



## Description

---

La chênaie pubescente (ou chênaie blanche) est un écosystème caractéristique de l'étage bioclimatique supraméditerranéen. Ces forêts pénètrent également à l'étage mésoméditerranéen, uniquement sur des sols riches ou en contexte plus humide. Le Chêne pubescent est aussi capable de se développer au sein de la zone subméditerranéenne, transition entre le climat méditerranéen proprement dit et le domaine eurosibérien. Les chênaies pubescentes s'étendent ainsi largement en dehors de l'écorégion méditerranéenne mais elles présentent une composition bien différente.

Les forêts de Chênes pubescents semblent avoir atteint leur extension maximum, en région méditerranéenne française, il y a plus de 6 000 ans. Depuis lors et jusqu'à la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle, l'action humaine et son impact sur les régimes de perturbations ont entraîné un déclin des chênaies caducifoliées, synchronisé avec la progression des formations sclérophylles (Bonin et Romane, 1996). Depuis le début du XX<sup>ème</sup> siècle, on assiste au contraire au retour des chênaies pubescentes, notamment par la colonisation de taillis de chênes verts moins intensément exploités, sur les stations les plus adaptées au Chêne pubescent (Quézel et Barbéro, 1990).

### ■ Biote indigène caractéristique

#### Végétation

---

#### Essence dominante

Le Chêne pubescent (*Quercus pubescens* Willd.) est une essence sociale thermophile de taille moyenne (10 à 20 mètres), qui domine très largement les peuplements où il est présent. Il s'agit d'une espèce marcescente : ses feuilles mortes restent attachées aux branches durant l'hiver et ne tombent que lors de la repousse des nouvelles feuilles. Les jeunes rameaux et la face intérieure des feuilles du Chêne pubescent sont recouverts de poils, ce qui le distingue des autres espèces de chênes (Berger, 2013).

#### Espèces associées

Les chênaies pubescentes supraméditerranéennes et montagnardes à Buis commun (*Buxus sempervirens*) sont les chênaies pubescentes les plus courantes et occupent l'essentiel de l'aire de répartition de l'écosystème (Figure 28).

Les strates arborescentes basses et arbustives de ces formations sont particulièrement diversifiées : la strate arbustive se caractérise notamment par des laurifoliés comme le Lierre (*Hedera helix*), le Lauréole (*Daphne laureola*) et la



Figure 28 : Chêne pubescente à Buis (Vaucluse) (© V.Noble)

Viorne-tin (*Viburnum tinus*), ainsi que par d'autres espèces comme l'Arbousier (*Arbutus unedo*), le Fragon faux houx (*Ruscus aculeatus*) et le Buis commun (Barbéro et Quézel, 1994).

La présence de lianes de gros diamètre (*Hedera helix*, *Clematis flammula*, *Lonicera etrusca*, *Smilax aspera*) représente quant à elle un signe de maturité des peuplements (Amandier, 2013).

Le Houx (*Ilex aquifolium*) et l'If (*Taxus baccata*) sont souvent présents au sein de la strate arborescente basse des chênaies pubescentes supraméditerranéennes mais ne la dominent que dans de très rares cas : il s'agit alors de futaies anciennes installées entre 500 m et 750 m en Provence, voire dès 300 m dans le Gard (forêt de Valbonne), sur des sols profonds de colluvions de fonds de vallons. Ce sont des forêts anciennes traditionnellement protégées, situées notamment au voisinage de monastères et de chartreuses.

Les chênaies pubescentes mésoméditerranéennes occupent quant à elles les sols les plus profonds de cet étage et sont également peu fréquentes, bien qu'actuellement en expansion. Les différents types de chênaies pubescentes au sein de l'écorégion méditerranéenne sont présentés dans le Tableau 10 (Baret, non publié).

**Tableau 10. Espèces caractéristiques des chênaies pubescentes méditerranéennes selon le type de substrat et l'étage de végétation (Rameau et al., 2008).**

Type de substrat	Calcaire		Siliceux	
Zone géographique				
Étage supraméditerranéen	<b>Type le plus étendu</b>		<b>Strate arborescente</b> : en mélange avec le Châtaigner ( <i>Castanea sativa</i> ) ou le Chêne vert ( <i>Quercus ilex</i> ) en situation mésophile.	
	<p><b>Strate arborescente</b> : en mélange avec le Frêne à fleurs (<i>Fraxinus ornus</i>) et le Charme-houblon (<i>Ostrya carpinifolia</i>), avec le Charme (<i>Carpinus betulus</i>) dans les Alpes-Maritimes.</p> <p><b>Strate arbustive</b> : dense et dominée par le Buis commun (<i>Buxus sempervirens</i>). Présence du Chèvrefeuille d'Étrurie et du Chèvrefeuille à balais (<i>Lonicera etrusca</i> et <i>Lonicera xylosteum</i>), de l'Amélanchier à feuilles ovales (<i>Amelanchier ovalis</i>), du Genêt d'Italie (<i>Cytisophyllum sessilifolium</i>), de la Viorne lantane (<i>Viburnum Lantana</i>), de la Coronille arbrisseau (<i>Hippocrepis emerus</i>) en situation fraîche et de l'Arbre à perruques (<i>Cotinus coggygri</i>) en Haute-Provence.</p> <p><b>Strate herbacée</b> : peu significative (sauf au sein de trouées ou lors d'un état de dégradation avancée). Présence de la Germandrée petit-chêne (<i>Teucrium chamaedrys</i>), du Fer à cheval (<i>Hippocrepis comosa</i>), de la Brome dressé (<i>Bromus erectus</i>).</p>		<p><b>Strate arbustive</b> : dominée par la Callune (<i>Calluna vulgaris</i>). Présence de l'Aubépine monogyne (<i>Crataegus monogyna</i>), de l'Alisier blanc (<i>Sorbus aria</i>), de l'Eglantier des chiens (<i>Rosa canina</i>) et des genêts (<i>Cytisus scoparius</i> ou <i>Cytisus oromediterraneus</i>, selon le type de sol.).</p>	
Étage mésoméditerranéen	<p><b>Strate arborescente</b> : mélange avec le Chêne vert (<i>Quercus ilex</i>)</p> <p><b>Strate arbustive</b> : enrichie d'espèces héliophiles comme le Genévrier cade (<i>Juniperus oxycedrus</i>), le Nerprun alaterné (<i>Rhamnus alaternus</i>) ou encore la Viorne tin (<i>Viburnum tinus</i>).</p>			

## Faune

Les chênaies pubescentes âgées recèlent une faune spécifique, inféodée au bois mort ou aux micro-habitats des gros arbres vivants ou sénescents (Figure 29). C'est le cas par exemple du site Natura 2000 de Vachères, dans le Luberon, qui montre une grande diversité de chiroptères et d'insectes saproxyliques (Pique-prune, Grand capricorne, etc.) (Gauquelin, com. pers.).

Les chênaies pubescentes peuvent également héberger des arbres de réserves susceptibles de maintenir ponctuellement une biodiversité propre aux peuplements matures, au sein des peuplements plus jeunes (Catard, comm. pers.).



Figure 29 : Loges de pic sur Chêne pubescent  
(© T. Gauquelin)

## ■ Milieu physique

### Bioclimat

---

La chênaie pubescente est caractéristique des bioclimats humide et perhumide de l'étage mésoméditerranéen, et plus fréquemment de l'étage supraméditerranéen. Elle représente ainsi le principal type de forêt des collines et basses montagnes calcaires, entre 300 et 1 000 mètres d'altitude (Quézel et Médail, 2003 ; Rameau *et al.*, 2008).

Le Chêne pubescent tolère bien les hivers rigoureux (essence thermophile résistante au froid) mais nécessite des températures moyennes élevées (température moyenne de 6 à 15°C), une forte insolation en saison de végétation et une pluviométrie annuelle comprise entre 600 et 1 400 mm (De Mongolfier, 1984 ; Rameau *et al.*, 2008).

### Substrat

---

Les chênaies pubescentes se trouvent préférentiellement sur des sols profonds et meubles, ainsi que sur des matériaux de texture légère, sableuse à sablo-limoneuse.

Elles se développent cependant indifféremment sur des substrats calcaires ou siliceux, sauf en situation subméditerranéenne où le Chêne pubescent croît de manière quasi-exclusive sur des sols calcaires et souvent en adret (Rameau *et al.*, 2008).

## Histoire et ancienneté

---

Les chênaies pubescentes de la région méditerranéenne française sont en majorité des forêts récentes. Ces forêts se trouvent alors sur des terrains ayant à une époque récente fait l'objet d'un défrichement, le plus souvent pour un usage agricole des terres, recolonisés par la suite par le Chêne pubescent notamment du fait de la déprise agricole des années 1950. D'après l'IGN, près de 23 % des peuplements de Chêne pubescent correspondent tout de même à des forêts anciennes, sans rupture de l'état boisé depuis au moins 250 ans (attesté par la carte de Cassini des années 1750). Ces forêts anciennes sont pour la plupart des vieux taillis exploités depuis des siècles mais dont les souches sont anciennes (cas de certains taillis du Haut-Var) (Gauquelin *et al.*, 2016).

Certaines forêts n'ont cependant pas fait l'objet de défrichements au cours de l'histoire contemporaine, comme certaines parties de la chênaie pubescente du bois de Païolive (Ardèche) (Figure 30) ou de la forêt de Cadarache (Bouches-du-Rhône). La rupture de l'état boisé entraîne la disparition des espèces inféodées aux forêts anciennes, comme l'If par exemple ou le lichen *Lobaria pulmonaria*. Des études sont en cours au sujet de la dynamique de ces espèces, actuellement encore peu connue (Vallauri, comm. pers.).



Figure 30 : Chêne pubescente ancienne et âgée (Bois de Païolive, Ardèche) (© M. Rossi)

## ■ Processus et interactions clés

### Dynamique de la végétation

---

La végétation des chênaies pubescentes se compose d'espèces dont la stratégie démographique repose principalement sur leur longévité. Ce sont des espèces essentiellement caducifoliées, à âge de fertilité élevé et qui se développent dans des bioclimats au moins per-humide (Tatoni *et al.*, 1999).

À l'étage mésoméditerranéen, où la chênaie pubescente recolonise notamment d'anciennes terrasses agricole, celle-ci se développe plutôt sur les sols riches et à forte réserve utile en eau de manière à compenser le déficit hydrique climatique estival. À l'étage supraméditerranéen, où le déficit hydrique climatique est moins intense, la chênaie pubescente peut se développer sur des sols à plus faible réserve hydrique.

La chênaie pubescente peut ainsi être qualifiée de formation « stable » à l'étage supraméditerranéen et de « climax édaphique » à l'étage mésoméditerranéen, au bénéfice de sols à bilan hydrique favorable (sol profond, vallon, etc.) (Brusten, comm. pers.).

### Dynamique spatiale

---

Historiquement, les forêts de chênes pubescents semblent avoir atteint leur extension maximale en France méditerranéenne, il y a plus de 6 000 ans (néolithique). De cette période à la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle, leur défrichement et leur exploitation ont provoqué leur déclin au profit des chênaies vertes (Bonin et Romane, 1996). Cette tendance s'est ensuite inversée depuis la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle avec les réductions de l'exploitation des forêts méditerranéennes mais surtout de la pratique du pâturage en forêt (Bran *et al.*, 1990 ; Bonin et Romane, 1996 ; Quézel et Barbéro, 1990).

Le Chêne pubescent recolonise peu à peu différents territoires :

- Les secteurs humides et sub-humides du mésoméditerranéen : le Chêne pubescent concurrence de plus en plus le Chêne vert (en mélange avec d'autres feuillus -*Acer*, *Sorbus*, *Ostrya*, *Tilia*, *Fraxinus* etc.). Les cortèges floristiques caractéristiques des chênaies vertes évoluent vers ceux des chênaies pubescentes, ce qui se traduit par l'augmentation du taux d'herbacées pérennes (Quézel et Barbéro, 1990 ; Quézel et Médail, 2003) ;
- Les vallons humides à sols profonds de la plaine et du Massif des Maures : Le Chêne pubescent reprend son caractère dominant sur le Chêne-liège, longtemps favorisé par l'Homme, en couvert d'un maquis à éricacées (arbousiers et bruyères arborescentes) ;
- En Corse : le Chêne pubescent progresse notamment au sein des châtaigneraies, suite à la diminution des feux et du pâturage depuis quelques décennies.

De plus, la régénération du Chêne pubescent au sein de taillis de Chêne vert est plus efficace que celle du Chêne vert lui-même. Le Chêne pubescent serait en effet favorisé par un phénomène d'auto-allélopathie du Chêne vert, qui inhibe partiellement la germination de ce dernier au sein de ses propres peuplements (Bacilieri *et al.*, 1992, Li et Romane, 1997 ; Gleizes, comm. pers.).

### Stratégie de régénération

---

La faune a un impact conséquent sur la régénération du Chêne pubescent. Deux espèces d'oiseaux ont par exemple un rôle majeur : le Geai des chênes (*Garrulus glandarius*) qui participe à la dissémination des chênes par l'intermédiaire de ses caches de glands, et le Pigeon ramier (*Columba palumbus*) par sa consommation directe des glands (Orsini et Cheylan, 1996).

### Maturité et structure

---

Les chênaies pubescentes méditerranéennes actuelles sont essentiellement jeunes, notamment du fait de leur récente progression sur les territoires en déprise et de leur exploitation historique en taillis. La longévité du Chêne pubescent est cependant estimée à plus de 500 ans (Figure 31) (Rameau *et al.*, 2008).



Figure 31 : Vieux Chêne pubescent (Haute-Corse). Age estimé à plus de 600 ans (© C. Panaiotis)

Les peuplements matures (dont les arbres dépassent 250 ans, suivant la définition de Rossi et Vallauri, 2013) sont ainsi relativement rares dans l'écorégion méditerranéenne française.

La Figure 32 présente de manière schématique le fonctionnement global de l'écosystème, ainsi que l'impact des principales menaces identifiées ci-après.

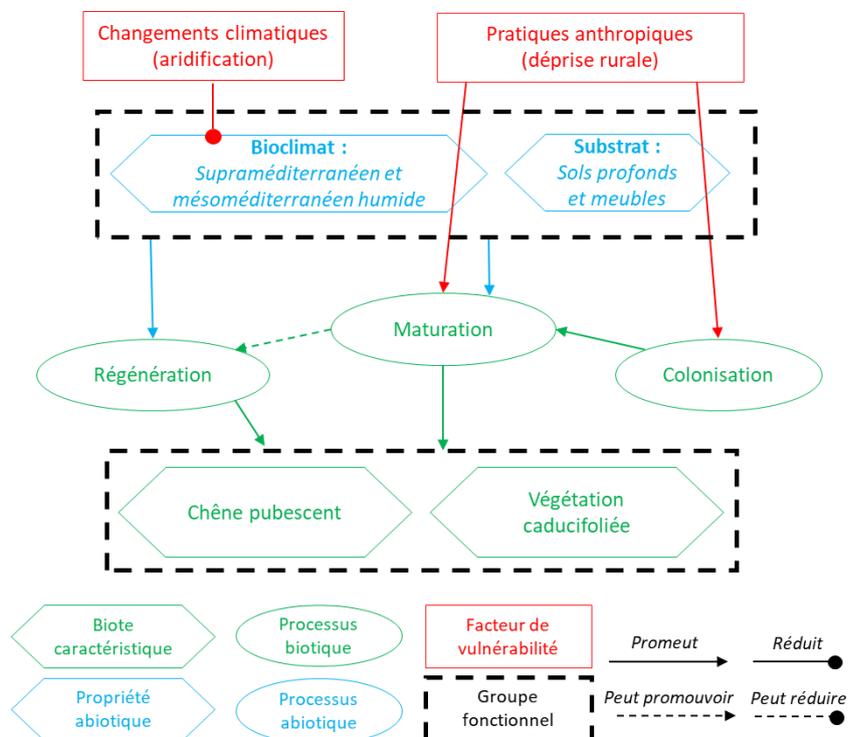


Figure 32 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées

## ■ Facteurs de vulnérabilité

### Changements climatiques

Une limite climatique pour le développement du Chêne pubescent a été établie à hauteur d'un déficit hydrique (P-ETP) égal à 280 mm, cumulé entre les mois de juin et d'août (Berger, 2013 ; Vennetier, comm. pers.). Ainsi, si à l'échelle de la France métropolitaine les conditions climatiques propices au développement de la chênaie pubescente méditerranéenne devraient largement s'étendre à d'autres régions, notamment au nord et à l'ouest de l'écorégion méditerranéenne, l'intensification de l'ETP du climat méditerranéen a conduit à une progression des zones climatiquement défavorables au Chêne pubescent au sein de l'écorégion (Berger, 2013) (Figure 34).

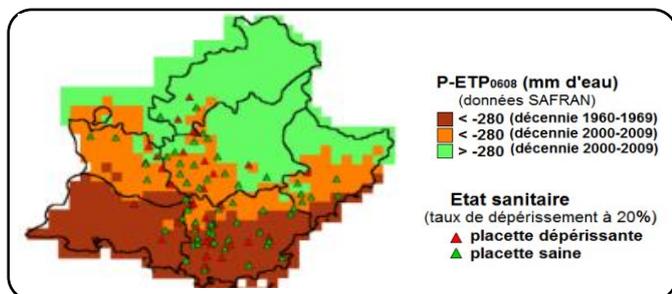


Figure 34 : Progression de la zone climatique défavorable pour le chêne pubescent en région PACA (Berger, 2013)



Figure 34 : Évolution de l'aire de répartition bioclimatique du Chêne pubescent entre 2000 et 2100 (Rambal, 2005)

La distribution de cet écosystème serait ainsi amenée à se décaler vers le nord, avec pour principale contrainte sa fragmentation et la vitesse de dispersion limitée du Chêne pubescent : celui-ci n'est en effet sexuellement mature que vers 15-20 ans et sa dissémination est essentiellement barochore (gravité). Des modèles de niches ont également été élaborés pour le Chêne pubescent, se basant sur des modélisations climatiques pour estimer l'évolution de l'aire de répartition de l'espèce en fonction de ses préférences climatiques. Ces modèles prévoient une forte contraction de l'aire de répartition du Chêne pubescent à l'horizon 2100 en région méditerranéenne (Figure 34) (Rambal, comm. pers.).

Sur le terrain, quelques dépérissements de chênes pubescents ont été relevés par le Département de la Santé des Forêts et les travaux de Berger (2013), mais surtout une réduction globale de leur surface foliaire du fait de la perte de feuilles ou de branches. Ce déficit foliaire dépasse ainsi parfois 40 % dans les stations les plus sèches (Figure 35).

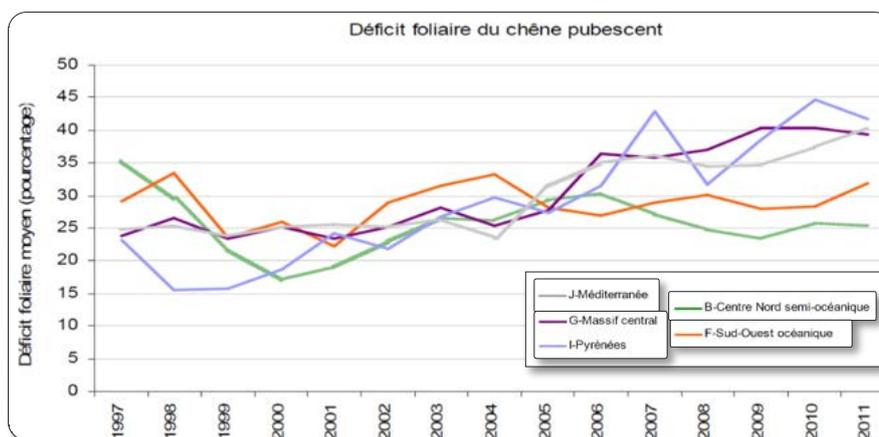


Figure 35 : Déficit foliaire du chêne pubescent sur la période 1997-2011 (Goudet, 2011)

L'évolution du déficit foliaire ou le dépérissement des chênes pubescents ne sont cependant pas toujours liés à celle du déficit hydrique de leurs stations. En effet, les individus peuvent présenter des capacités d'adaptation différentes et, surtout, la qualité des sols et en particulier leur réserve utile en eau joue un rôle majeur dans l'état sanitaire des peuplements. De plus, contrairement à d'autres essences comme le Hêtre notamment, la fermeture des stomates et la réduction du feuillage du Chêne pubescent font partie de sa stratégie d'adaptation à la sécheresse, afin de réduire son évapotranspiration. Certains auteurs estiment ainsi que le Chêne pubescent est plutôt bien adapté au climat méditerranéen et à ses contraintes, tout comme le Chêne vert (Damesin et Rambal, 1995 ; Contran *et al.*, 2013 ; Sánchez de Dios *et al.* 2009 ; Gauquelin, comm. pers.).

Rappelons également que le Chêne pubescent a montré en région méditerranéenne, entre 1880 et 1990, une augmentation de près de 100 % de sa productivité (Rathgeber *et al.*, 1999). Cette augmentation serait due aux effets combinés de l'augmentation de la concentration en CO<sub>2</sub> atmosphérique et des dépôts azotés.

La menace que représente le changement climatique est également différente selon que l'on considère les chênaies pubescentes mésoméditerranéennes ou supraméditerranéennes. Les chênaies mésoméditerranéennes sont en effet implantées sur des sols relativement riches qui ont permis de compenser le déficit hydrique climatique estival. Une intensification de ce déficit hydrique climatique pourrait alors toujours être compensée par ces sols, à plus ou moins long terme, selon leur capacité et hors événement climatique ponctuel et intense. A l'inverse, dans les zones du supraméditerranéen où le déficit hydrique climatique est moins intense, les sols n'ont pas toujours joué un rôle limitant. L'évolution du climat méditerranéen à cet étage bioclimatique est alors susceptible de révéler ce caractère limitant pour les sols les moins favorables.

L'aridification du climat méditerranéen a également un autre impact sur les chênaies pubescentes : l'évolution des cortèges floristiques vers une prédominance des groupements caractéristiques des peuplements sclérophylles (Figure 36).

En effet, alors que la maturation des peuplements de Chêne pubescent devrait plutôt favoriser les espèces sciaphiles et mésophiles au détriment des espèces pionnières opportunistes généralement xérophiiles et héliophiles, c'est souvent l'inverse qui se produit (Vennetier et Ripert, 2010).

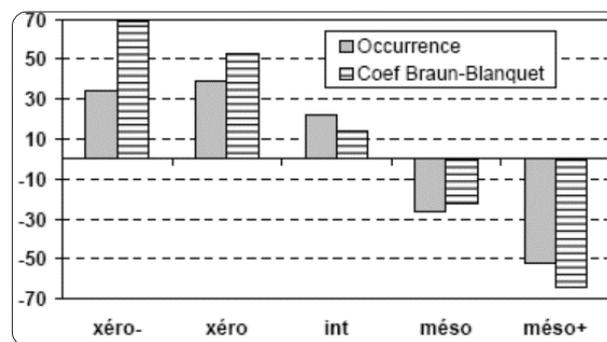


Figure 36 : Variations des sommes des occurrences et des sommes des coefficients de Braun-Blanquet par classes de bilan hydrique, entre 1997 et 2008 (Vennetier et Ripert, 2010)

Pour mieux comprendre et permettre d'anticiper ces évolutions, une station expérimentale de terrain *in situ*, avec un système d'exclusion des pluies, a été développée sur le site de l'Observatoire de Haute-Provence : O3HP (Oak Observatory at OHP), par différents laboratoires de recherches (IMBE, OHP, CEREGE, IBEB, ECCOREV) (Gauquelin *et al.*, 2011).

## Gestion forestière et exploitation

---

Les chênaies pubescentes méditerranéennes, comme les chênaies vertes, ont traditionnellement été traitées en taillis pour une exploitation de bois de faible qualité principalement destiné au chauffage (charbon de bois par le passé et bois bûche) ou à l'industrie papetière. L'exploitation traditionnelle s'effectuait par coupe rase, réalisée tous les 8 à 12 ans, suivie d'une régénération naturelle notamment par recépage. Malgré l'allongement progressif des cycles de coupe rase, environ 50 ans aujourd'hui, les taillis simples dominés par des chênes pubescents âgés de plus de 60 ans ne représentent que 57 000 ha des chênaies pubescentes des régions PACA et Languedoc-Roussillon, soit à peine 20 % de l'ensemble des chênaies pubescentes méditerranéennes françaises (Baret, non publié).

La gestion en taillis est toujours prépondérante pour l'exploitation des forêts de feuillus méditerranéennes. La demande actuelle en bois énergie tend par ailleurs à s'accroître ces dernières années et entraîne un regain d'exploitation, notamment du bois de chêne. Dans ce contexte, et même si la biomasse énergie ciblerait prioritairement les résineux de la région (Pin sylvestre et Pin d'Alep), l'intensification de la gestion forestière des taillis méditerranéens et l'exploitation de peuplements potentiellement anciens et/ou matures actuellement peu exploités constitue une menace pour certaines chênaies pubescentes.

Occasionnellement, des forestiers ont tenté de convertir certains de ces taillis en futaies ou en taillis sous futaies. Quelques exemples anciens datant de la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle existent dans le Haut-Var. Depuis les années 1990 également, certains peuplements productifs situés dans des conditions climatiques ou édaphiques optimales ont été convertis en futaies sur souches par des traitements adaptés (Curt et Marsteau, 1997). Il y a encore peu de retour d'expérience concernant la gestion dans le temps des peuplements obtenus (Baret, non publié). D'autres peuplements de taillis qui ne sont plus exploités évoluent naturellement vers des futaies sur souches denses. Dans ces peuplements, la régénération naturelle de l'espèce semble difficile à court et moyen terme sans que la végétation ne repasse par un stade pionnier (Prévosto *et al.*, 2013).

## Autres menaces

---

Les chênaies pubescentes peuvent résister à des perturbations ponctuelles car leur sous-bois se compose d'espèces peu inflammables et pour certaines capables de rejeter de souche. Ces espèces longévives ne tolèrent cependant pas de perturbations intenses et récurrentes, qui allongent considérablement leur temps de régénération (Tatoni *et al.*, 1999).

La surpopulation de gibier, et en particulier des sangliers, constitue également une menace importante pour la régénération des chênaies pubescentes de par la prédation des glands. Un plan d'action national a ainsi été mis en place en 2009 de manière à faire l'état des lieux de cette pression.

Ponctuellement, certains sites peuvent être menacés par l'artificialisation des territoires et la progression de l'habitat diffus (exemple du site d'implantation du Centre pour l'Énergie Atomique de Cadarache, site boisé d'une chênaie pubescente ancienne et mature, à enjeux écologiques forts).



## Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015)

---

### ■ Critère A : Réduction de la distribution spatiale

#### A.1 : Réduction au cours des 50 dernières années

---

Les chênaies pubescentes méditerranéennes se sont étendues en France au cours des 50 dernières années, notamment à l'étage mésoméditerranéen. Ainsi, par exemple, l'étendue des peuplements dominés par les chênes pubescents du Languedoc et de Provence était estimée à 306 000 ha sur la période 1971-1978, contre plus de 466 000 ha en 2006 (Hamza, 2008). Ces estimations prennent cependant en compte l'ensemble des peuplements de chênes pubescents, y compris les taillis, tandis que l'IGN ne retient que les peuplements purs (couvert > 75 %) et d'une densité de couvert forestier supérieure à 40 %.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

## A.2a : Réduction estimée au cours des 50 prochaines années

---

Certains travaux de modélisations numériques prévoient une forte contraction de l'aire de répartition du Chêne pubescent en région méditerranéenne d'ici 2100, du fait des changements climatiques. Mais, dans la mesure où ces modèles ne peuvent prendre en considération le rôle des sols dans la capacité de résilience de l'écosystème, ces données ne permettent pas de préjuger de la réduction de la distribution spatiale des chênaies pubescentes au cours des 50 prochaines années. Une attention particulière devra toutefois être portée aux faciès d'intérêt écologique majeur, notamment les peuplements mésoméditerranéens ainsi que les chênaies anciennes et matures.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données Insuffisantes (DD).**

## A.2b : Réduction estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

La tendance actuelle faisant état d'une expansion des chênaies pubescentes en région méditerranéenne, et ce malgré le renforcement des contraintes climatiques, il est possible d'affirmer que la superficie des chênaies pubescentes méditerranéennes ne devrait pas présenter de régressions importantes sur une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

## A.3 : Réduction depuis une référence historique (≈1750)

---

Les plus anciennes estimations de superficie des peuplements dominés par le Chêne pubescent correspondent à la période 1904-1908 (inventaire le plus proche du minimum forestier), en Languedoc et en Provence. Leur superficie était alors estimée à 234 500 ha (taillis inclus). L'IGN évalue quant à lui la surface actuelle des peuplements forestiers dominés par le Chêne pubescent à 272 000 ha au sein de l'écorégion, dont seulement 63 000 ha (23 %) étaient cartographiés comme peuplements forestiers par Cassini (XVIII<sup>ème</sup> siècle).

La superficie des chênaies pubescentes méditerranéennes a donc augmenté au cours des derniers siècles.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

**La catégorie Préoccupation-Mineure (LC) est attribuée à l'écosystème « chênaies pubescentes méditerranéennes » selon le critère A.**

## ■ Critère B : Distribution spatiale restreinte

### B.1 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>)

---

La zone d'occurrence de la chênaie pubescente méditerranéenne s'étend sur l'ensemble de l'écorégion, soit plus de 150 000 km<sup>2</sup> (Figure 37). Cette valeur est supérieure au seuil du critère B1 (max 50 000 km<sup>2</sup>).

### B.2 : Zone d'occupation (maille 10x10 km)

---

La zone d'occupation de l'écosystème est également bien supérieure au seuil de 50 mailles de 10x10 km du critère B2 (Figure 37).

### B.3 : nombre de localités

---

Le nombre de localités, déterminé par rapport à la menace principal de cet écosystème, est bien supérieur à 5 (seuil du critère B3).

## Déclin continu ou menace imminente

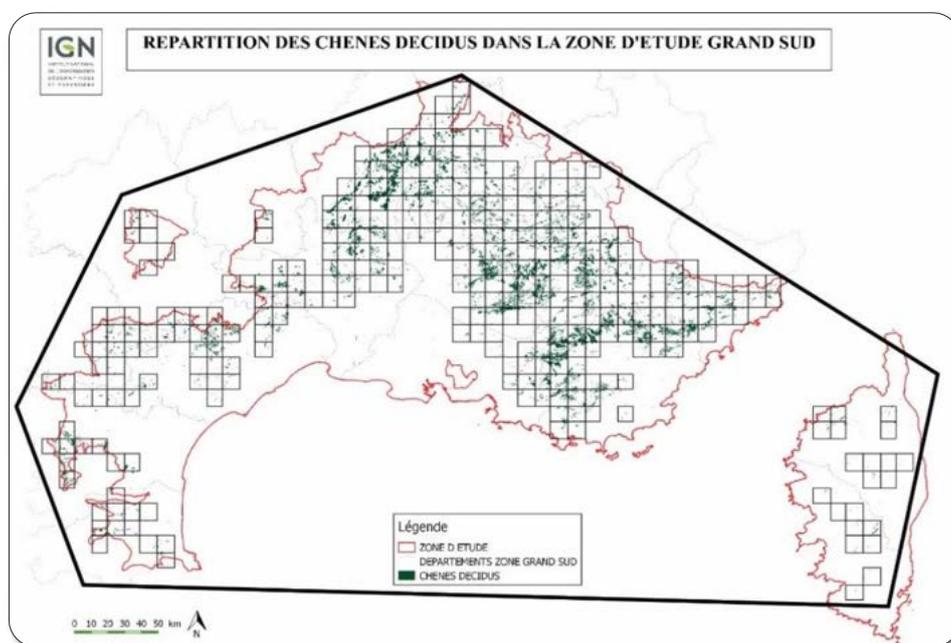
---

L'écosystème ne présente pas de déclin continu, que ce soit de sa superficie, de sa qualité environnementale ou l'intégrité de ses interactions biotiques. Aucune menace n'est également susceptible d'entraîner un déclin de l'un de ces paramètres au cours des 20 prochaines années.

Une attention particulière doit toutefois être portée aux faciès d'intérêt écologique majeur comme les chênaies mésoméditerranéennes ou les peuplements anciens et matures, qui occupent une distribution spatiale restreinte et pourraient

présenter un déclin au cours des 20 prochaines années (changements climatiques, exploitations par coupe rase et raccourcissement des cycles sylvicoles).

**La catégorie Préoccupation-Mineure (LC) est attribuée à l'écosystème « chênaies pubescentes méditerranéennes » selon le critère B.**



## ■ Critère C : Dégradation de l'environnement abiotique

### C.1 Modification d'une variable abiotique au cours des 50 dernières années

Les principales modifications de variables abiotiques des chênaies pubescentes méditerranéennes sont liées aux changements climatiques et sont pour la plupart observables sur le climat méditerranéen depuis les années 1980. Ce sont ainsi surtout les tendances à venir qui préjugeront d'une dégradation environnementale pour cet écosystème. Les modifications de variables abiotiques clés observées au cours des 50 dernières années, notamment de l'ETP, n'ont en effet pas atteint les seuils de vulnérabilité de la méthodologie UICN.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

### C.2a Modification d'une variable abiotique estimée au cours des 50 prochaines années

En raison des changements climatiques en cours, la distribution des chênaies pubescentes pourrait progresser vers le nord. Seulement, cette progression sera limitée par la vitesse de dispersion du Chêne pubescent et la fragmentation de son habitat. Elle n'est également possible que sur le long terme (Panaiotis, comm. pers.).

La distribution des chênaies pubescentes pourrait cependant se réduire au niveau de la zone côtière méditerranéenne, à l'étage bioclimatique mésoméditerranéen, où cet écosystème ne se maintiendrait que sur les stations les plus favorables d'un point de vue hydrologique. Il est ainsi avéré que les cortèges d'espèces caractéristiques de certaines de ces chênaies pubescentes évoluent vers une surreprésentation de la flore xérophile et sclérophylle. La dégradation de l'état sanitaire du Chêne pubescent et l'augmentation des dépérissements actuellement observés pourraient aussi conduire à une baisse importante de la productivité de l'écosystème, bien que cette dernière fût en forte croissance au cours du XX<sup>ème</sup> siècle. Les données actuelles sont insuffisantes pour permettre d'identifier l'étendue de l'écosystème situé sur des stations où les sols ne pourront pas compenser les évolutions du climat méditerranéen.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

## C.2b Modification d'une variable abiotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

Les effets des changements climatiques sur le climat méditerranéen et sa végétation ne sont véritablement observés que depuis les années 1980. La mesure des variables affectées peut alors permettre d'en déduire des tendances concernant une période incluant le passé, le présent et se projetant dans l'avenir. Les mesures effectuées depuis 1979 montrent que l'ETP/an a augmenté de plus de 240 mm, dont 150 mm sur la période estivale au niveau des plaines méditerranéennes subhumides, des plaines tempérées sub-méditerranéennes et des plaines tempérées humides du Languedoc, du Rhône et du Sud-Ouest (Lelièvre *et al*, 2011). Cette augmentation est ainsi comprise entre 18 et 30 % selon les stations concernées et représente une remontée de près de 130 km vers le nord et le nord-ouest des lignes iso-climatiques caractéristiques du climat méditerranéen.

Les différents modèles climatiques élaborés ces dernières années convergent également vers une augmentation relativement constante de l'indice d'aridité du climat méditerranéen, de manière à ce que d'ici 2050 l'ensemble du domaine sub-humide devienne semi-aride. Ces études révèlent ainsi que près de la moitié de la distribution actuelle des chênaies pubescentes méditerranéennes est, ou sera concernée dans un avenir proche, par cette vulnérabilité climatique. Il est par exemple estimé qu'une augmentation des températures de +1°C suffise à rendre climatiquement défavorable au Chêne pubescent la quasi-totalité de son aire de répartition actuelle en région PACA (Berger, 2013).

Cette vulnérabilité climatique ne présage cependant pas d'une réelle probabilité d'effondrement de l'écosystème. La capacité des sols à compenser l'augmentation de l'aridité doit en effet être prise en compte et reste encore actuellement peu étudiée : à l'étage mésoméditerranéen, les chênaies pubescentes se sont pour la plupart développées sur des sols relativement riches et capables de compenser l'aridité du climat, à l'inverse des chênaies de l'étage supraméditerranéen où le climat a souvent représenté le facteur limitant de leur développement.

Le seuil de tolérance du Chêne pubescent au déficit hydrique climatique estival (ETP juin-août) a été estimé à 280 mm. La valeur actuelle de l'ETP dépasse ce seuil (sévérité relative > 100 %) au sein des chênaies pubescentes qui étaient déjà situées en limite climatique en 1980, ainsi qu'au sein des stations déjà présentes en zone climatique défavorable avant 1980 mais qui se sont développées sur des sols ayant pu compenser cette aridité. L'ETP est partout ailleurs inférieur à ce seuil, notamment au sein des zones encore climatiquement favorables au Chêne pubescent. Si la quantification précise de l'étendue des chênaies pubescentes méditerranéennes concernées par un dépassement du seuil de tolérance du Chêne pubescent au déficit hydrique estival reste actuellement impossible nous pouvons estimer que l'augmentation de l'ETP constatée depuis 1979 représente une sévérité relative comprise entre 30 et 50 % sur la période 1980-2030 (18 à 30 % entre 1979 et 2009), et ce pour au moins 50 % de la distribution de l'écosystème.

**Les valeurs retenues étant proches des seuils requis pour la catégorie Vulnérable (VU), ce sous-critère classe l'écosystème en Quasi-Menacé (NT).**

## C.3 Modification d'une variable abiotique depuis une référence historique (≈1750)

---

Le Chêne pubescent a montré une augmentation de près de 100 % de sa productivité entre 1880 et 1990 du fait de l'augmentation de la concentration en CO<sub>2</sub> atmosphérique et des dépôts azotés. La modification de ces variables abiotiques ne peut ainsi permettre l'attribution d'une catégorie de menace selon ce sous-critère.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

**La catégorie Quasi-Menacé (NT) est attribuée à l'écosystème « chênaies pubescentes méditerranéennes » selon le critère C.**

## ■ Critère D : Perturbation des processus et interactions biotiques

### D.1 Modification d'une variable biotique au cours des 50 dernières années

---

Les chênaies pubescentes méditerranéennes auraient plutôt eu tendance à gagner du terrain sur d'autres types de peuplements pionniers ou post-pionniers au cours des 50 dernières années, notamment sur les pinèdes à Pin d'Alep, les chênaies vertes, les suberaies ou les châtaigneraies. Par ailleurs, l'abandon de l'exploitation de nombreux taillis et des pratiques de pastoralisme en forêt ont conduit un certain nombre de chênaies pubescentes vers une plus grande maturité (développement de micro-habitats et augmentation du volume de bois mort). Les changements des paramètres biotiques ont donc été plutôt favorables à l'écosystème « chênaies pubescentes méditerranéennes » au cours des 50 dernières années d'un point de vue écologique.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

## D.2a Modification d'une variable biotique estimée au cours des 50 prochaines années

---

La dynamique actuelle de la végétation des chênaies pubescentes méditerranéennes va probablement se poursuivre au cours des 50 prochaines années. La régénération de certains vieux taillis semble cependant parfois compromise du fait de l'âge avancé des souches et de la densité des peuplements, aggravé par la pression de la faune sauvage. Le regain d'intérêt pour l'exploitation des forêts méditerranéennes, dans le contexte du développement de la filière du bois énergie, pourrait également constituer une menace pour cet écosystème, en particulier si cette exploitation se tourne vers les faciès à superficie restreinte notamment matures et anciens. Nous ne disposons cependant d'aucune donnée quantitative suffisante pour renseigner les seuils définis par Keith *et al.* (2014). Une analyse plus fine, par type de peuplement, serait à faire à une échelle locale.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

## D.2b Modification d'une variable biotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

En réponse aux changements climatiques en cours, et même si le Chêne pubescent serait capable de se maintenir dans les zones devenus climatiquement défavorables à son développement, la composition floristique de ces chênaies pubescentes évoluera inexorablement. Seules les stations favorables (vallons frais, sols profonds, versants nord, résurgence d'eau, terrasses, etc.) conserveront l'intégrité de leur biote caractéristique. En effet, les études consacrées à l'impact des changements climatiques sur la flore méditerranéenne montrent que, bien que la flore caractéristique des chênaies pubescentes possède une importante capacité de résilience, le nombre d'espèces xérophiles comme le recouvrement de celles déjà présentes ont déjà fortement augmentés au sein de ces chênaies. Le taux de changement de la composition floristique des chênaies pubescentes étudiées entre 1997 et 2003 est d'environ 12 %.

La très forte croissance du déficit foliaire du Chêne pubescent en région méditerranéenne est également à prendre en compte. Supérieur à 35 % en 2011 alors qu'il était inférieur à 25 % avant 2005, ce déficit est principalement dû aux sécheresses répétées. En considérant un déficit foliaire moyen « naturel » de l'ordre de 20 % avant les années 1980 (sévérité relative = 0) et une croissance linéaire depuis les années 2000, la sévérité relative de cette variable atteindrait 30 % autour de 2030 (une sévérité relative >80 % correspondant à un déficit foliaire total). Cette valeur de déficit foliaire sur la période 1980-2030 est valable pour l'ensemble des chênaies pubescentes méditerranéennes de France.

**Les valeurs retenues étant proches des seuils requis pour la catégorie Vulnérable (VU), ce sous-critère classe l'écosystème en Quasi-Menacé (NT).**

## D.3 Modification d'une variable biotique depuis une référence historique (≈ 1750)

---

La superficie de chênaies pubescentes s'est considérablement accrue depuis 1900, comme vu pour le critère A. En effet, l'exploitation des forêts méditerranéennes pour la coupe de bois ou le pâturage, ainsi que le défrichement à des fins agricoles, ont connu une forte déprise depuis 1850. Par exemple, l'âge d'exploitation des taillis encore exploités a triplé au cours de cette période, entraînant une augmentation de la qualité écologique des chênaies pubescentes et de leur maturité globale. D'autres forêts aujourd'hui matures (> 100 ans) ont également été préservées par le passé du fait de leur lien avec le pastoralisme (mises en défens) ou conservées pour certains usages (glandée, récolte des glands et ramée, récolte de branchages pour le fourrage). Si quelques fortes perturbations ont tout de même pu survenir, notamment en Corse où plusieurs grandes exploitations des chênaies pubescentes ont été conduites dans les années 1900 pour la production de bois suivies d'activités pastorales, pour aboutir aujourd'hui à des peuplements de *Pinus pinaster*, les changements de variables biotiques ont été plutôt favorables aux chênaies pubescentes méditerranéennes au cours de ces 250 dernières années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

**La catégorie Quasi-Menacé (NT) est attribuée à l'écosystème « chênaies pubescentes méditerranéennes » selon le critère D.**

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

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

**La catégorie Données-Insuffisantes (DD) est attribuée à l'écosystème « chênaies pubescentes méditerranéennes » selon le critère E.**

## ■ Bilan de l'évaluation des chênaies pubescentes méditerranéennes en France

Critère	Sous-critère	Statut
<b>A : Réduction de la distribution spatiale</b>	A.1 : 50 dernières années	LC
	A.2a : 50 prochaines années	DD
	A.2b : 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	LC
	A.3 : Depuis une référence historique (≈1750)	LC
<b>B : Distribution spatiale restreinte</b>	B1. Zone d'occurrence	LC
	B2. Zone d'occupation	LC
	B3. Nombre de localités	LC
<b>C : Dégradation de l'environnement abiotique</b>	C.1 50 dernières années	LC
	C.2a 50 prochaines années	DD
	C.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	NT
	C.3 Depuis une référence historique (≈1750)	LC
<b>D : Perturbation des processus et interactions biotiques</b>	D.1 50 dernières années	LC
	D.2a 50 prochaines années	DD
	D.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	NT
	D.3 Depuis une référence historique (≈1750)	LC
<b>E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème</b>		DD
<b>Statut de l'écosystème</b>	<b>NT</b>	

## ■ Fiabilité de l'évaluation

Bonne (données de superficie disponibles auprès de l'IGN, nombreuses sources bibliographiques et dires d'experts).

## ■ Évaluateur

Comité français de l'UICN (Magali Rossi, Aurélien Carré)



## Bilan et interprétation de l'évaluation

Si les chênaies pubescentes méditerranéennes ont montré à la fois une progression de leur productivité et de leur superficie depuis le début du XX<sup>ème</sup> siècle, elles sont actuellement vulnérables face à plusieurs facteurs dont le plus important est lié aux changements climatiques. Dans la région méditerranéenne française, les effets de ces changements s'observent surtout depuis les années 1980 et se traduisent par une augmentation du déficit hydrique estival subi par la végétation, principalement due à l'augmentation du pouvoir évaporant du climat (ETP). Ainsi, alors que les conditions climatiques subméditerranéennes propices au Chêne pubescent devraient largement s'étendre à d'autres régions plus au nord, l'indice d'aridité du climat méditerranéen évolue de manière à ce que ce dernier puisse, *in fine*, devenir défavorable au Chêne pubescent. Les chênaies pubescentes les plus méditerranéennes sont ainsi les premières concernées, pour peu que les sols sur lesquels elles sont implantées ne soient pas capables de compenser cette aridité croissante. Cette condition est en effet primordiale car elle explique par exemple que les dépérissements de Chênes pubescents actuellement observés ne concordent pas toujours avec les zones de vigilances climatiques établies pour l'espèce.

La flore des chênaies pubescentes méditerranéennes subit également des changements et évolue vers une composition plus xérophile. Cependant, la flore caractéristique de cet écosystème possède une certaine inertie face aux changements environnementaux et sa substitution reste plus lente que l'augmentation de l'aridité du climat méditerranéen. De plus, on observe le phénomène inverse dans de nombreuses chênaies vertes, notamment en secteurs humides et subhumides, où le Chêne pubescent concurrence de plus en plus le Chêne vert et où les cortèges floristiques caractéristiques des chênaies vertes évoluent vers ceux des chênaies pubescentes. Les données actuelles quant à ces phénomènes restent encore limitées, surtout en termes de quantification spatiale. Les analyses spatiales croisant plusieurs types de données, notamment la répartition des chênaies pubescentes, les zones climatiques défavorables au Chêne pubescent (P-ETP) et le bilan hydrique des sols forestiers à l'échelle de la région méditerranéenne permettraient par exemple d'apporter plus de clarté sur la distribution réelle de ces phénomènes. Quant à l'estimation de leurs sévérités relatives, les modélisations numériques et les expérimentations devront d'avantages être appuyées par des observations de terrain.

Pour les raisons énoncées ci-dessus, les chênaies pubescentes méditerranéennes sont évaluées Quasi-Menacé (NT) en France, selon la méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN. Ceci à parce que certains paramètres abiotiques évoluent en dehors de la gamme de tolérance de l'écosystème (déficit hydrique estival), mais aussi parce que les conséquences observées de ces changements menacent l'intégrité du biote caractéristique et des interactions entre ses différentes composantes (déficit foliaire du Chêne pubescent). Il faut également rappeler que les chênaies pubescentes méditerranéennes sont des écosystèmes relativement peu productifs et, en raison de leur histoire, essentiellement composées de peuplements jeunes ou issus de taillis. Une exploitation intensive de ces forêts accentuerait alors leur affaiblissement déjà initié par les changements climatiques et augmenterait leur vulnérabilité face aux différentes perturbations auxquelles elles sont confrontées. Face à ces menaces, une attention particulière doit être portée aux faciès matures et/ou anciens, qui ne subsistent qu'à l'état de fragments au sein de l'écorégion méditerranéenne française.



## Références

- Amandier, L., 2013.** *Étude floristique et structurale de quelques forêts matures de Provence-Alpes-Côte d'Azur.* Rapport CRPF PACA, 108 p.
- Bacilieri R., Bouchet M.A., Bran D., Romane F., 1992.** *Resilience of abandoned natural degenerate forests of the Mediterranean Europe. Developmental strategies of four tree species.* In Teller, A., Mathy, P. & Jeffers, J. N. R. Responses of forest ecosystems to environmental changes. Elsevier Applied Science. London & New York : pp.867-868.
- Barbéro, M., Quézel, P., 1994.** *Place, rôle et valeur historique des éléments laurifoliés dans les végétations préforestières et forestières ouest-méditerranéenne.* Annali Di Botanica, LIII, pp 81-105.
- Bardat J., Bioret F., Botineau M., Boulet V., Delpech R., Géhu J.-M., Touffet J., 2001.** *Prodrome des végétations de France.* MNHN, 143 p.
- 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, 339 p + 423 p + CD.
- Berger C., 2013.** *Détermination de la sensibilité au changement climatique du chêne pubescent en région PACA.* Mémoire ENSSABA, CRPF PACA, 48 p.
- Bertrand R., 2015.** *Réponse spatio-temporelle de la végétation forestière au réchauffement climatique - Evaluation du remaniement de la végétation et caractérisation de l'effet des facteurs écologiques et géographiques le modulant à l'échelle de l'espèce et des communautés,* Thèse AgroParisTech, 316p.

- Bissardon M., Guibal L., Rameau J.-C., 1997.** *CORINE biotopes. Version originale. Types d'habitats français.* ENGREF, MNHN, 175 p.
- Bonin G., Romane F., 1996.** *Chêne vert et chêne pubescent. Histoire, principaux groupements, situation actuelle.* Forêt Méditerranéenne, XVII(3), pp 119–128.
- Bran D., Lobreaux O., Maistre M., Perret P., Romane F., 1990.** *Germination of Quercus ilex and Q. pubescens in a Q. ilex coppice.* Vegetatio, 87(1), pp 45-50.
- Contran N., Günthardt-Goerg M.S., Kuster T.M., Cerana R., Crosti P., Paoletti E., 2013.** *Physiological and biochemical responses of Quercus pubescens to air warming and drought on acidic and calcareous soils.* Plant Biology, 15(s1), pp 157-168.
- 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.* Ingénieries, pp 71–84.
- Damesin C., Rambal S., 1995.** *Field study of leaf photosynthetic performance by a Mediterranean deciduous oak tree (Quercus pubescens) during a severe summer drought.* New Phytologist, 131(2), pp 159-167.
- Davies C. E., Moss D., O Hill M., 2004.** *Eunis habitat classification revised 2004.* European Environment Agency, 307 p.
- De Montgolfier J., 1984.** *Le chêne pubescent.* Forêt Méditerranéenne, VI(2), pp 2–5.
- Gauquelin T., Boer M., Baldy V., Fernandez C., Montes N., Santonja M., Reiter I., 2011.** *L'O3HP, Oak Observatory at OHP Un site expérimental pour l'étude du fonctionnement et de la biodiversité de la chênaie pubescente face aux changements climatiques.* Forêt Méditerranéenne, XXXII(2), pp 127–132.
- Gauquelin T., Michon G., Joffre R., Duponnois R., Genin D., Fady B., Bou Dagher M., Derridj A., Slimani S., Badri W., Alifriqui M., Auclair L., Simenel R., Aderghal M., Baudoin E., Galiana A., Prin Y., Sanguin H., Fernandez C., Baldy V., 2016.** *Mediterranean forests, land-use and climate change: a social-ecological perspective.* Regional Environmental Change. DOI 10.1007/s10113-016-0994-3.
- 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.
- Hamza N., 2008.** *État et évolution de la ressource en forêt méditerranéenne : les chiffres de l'Inventaire forestier national.* Forêt Méditerranéenne, XXIX(4), pp 361–370.
- IGN, 2016.** *Elaboration de cartes des peuplements et de cartogramme des espèces dans la zone d'étude de l'arc méditerranéen, statistiques sur la répartition, la quantification et la part de forêts anciennes de Cassini des peuplements étudiés,* Convention UICN-IGN.
- Keith D. A., Rodríguez J. P., Rodríguez-Clark K. M., Nicholson E., Aapala, K., Alonso A., Zambrano-Martínez S., 2013.** *Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems.* Plos one, 8(5), e62111.
- Louvel J., Gaudillat V., Poncet, 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.
- Orsini P., Cheylan G., 1996.** *La faune sauvage des chênaies (les vertébrés terrestres).* Forêt méditerranéenne T.XVII, n°3, pp 145-150.
- Prévosto B., Ripert C., Ostermeyer R., 2013.** *Éclaircir est-il suffisant pour favoriser la régénération de taillis de chêne blanc ? Retour sur un dispositif expérimental installé il y a 27 ans en forêt domaniale de Lure.* Forêt Méditerranéenne, XXXIV(1), pp 3-12.
- Quézel P., Barbéro M., 1990.** *Les forêts méditerranéennes, Problèmes posés par leur signification historique, écologique et leur conservation.* Acta Botanica Malacitana Vol. 15, pp 145-178.
- Quézel P., Médail F., 2003.** *Que faut-il entendre par « forêts méditerranéennes » ?* Forêt méditerranéenne, Tome XXIV, n°1, pp 11-31.
- Rameau J.-C., Mansion D., Dumé G., Gauberville C., 2008.** *Flore forestière française, Guide écologique illustré, Tome 3 : Région méditerranéenne.* Institut pour le Développement Forestier, 2426 p.
- Rossi M., Vallauri D., 2013.** *Évaluer la naturalité.* Guide pratique version 1.2. Rapport WWF France, 154 p.
- Salvaudon A., Economides M., 2015.** *Projet E.ON. Les élus de la réserve de biosphère Luberon-Lure et du parc naturel régional du Verdon mettent en cause l'enquête publique devant le tribunal administratif de Marseille.* Dossier de Presse, 7 p.
- Sánchez De Dios, R., Benito-Garzón M., Sainz-Ollero H., 2009.** *Present and future extension of the Iberian submediterranean territories as determined from the distribution of marcescent oaks.* Plant Ecology, 204(2), pp 189-205.
- Tatoni T., Barbéro M., Gachet-Boudemaghe S., 1999.** *Dynamique des boisements naturels en Provence, Boisements naturels des espaces agricoles.* Ingénieries – EAT, pp 49-57.
- Vennetier M., Ripert C., 2010.** *Impact du changement climatique sur la flore méditerranéenne : théorie et pratique.* Changements climatiques et biodiversité, Vuibert, pp 75-87.

# Chênaies vertes méditerranéennes



## Présentation et distribution géographique

Les forêts méditerranéennes dominées par le Chêne vert, aussi appelées yeuseraies, représentent les formations forestières les plus caractéristiques du domaine méditerranéen en France. Leur domaine bioclimatique s'étend en effet depuis le littoral jusqu'au pied des moyennes montagnes intérieures (600 à 800 m), sur une bande continue allant des Pyrénées à l'Italie, ainsi qu'en Corse. Il existe cependant différents types de chênaies vertes, notamment en fonction de la nature du substrat.

D'après les données les plus récentes de l'Inventaire Forestier fournies par l'IGN, les peuplements dominés par le Chêne vert couvrent près de 400 000 ha sur le continent et 80 000 ha en Corse (Figure 38a). En Corse également, près de 45 000 ha de forêts fermées à Chêne vert et Arbousier sont aussi recensées (Figure 38b). L'Arbousier est en effet considéré comme une essence ligneuse arborescente par l'IGN, dans la mesure où il dépasse 5 m de haut. On peut alors estimer la superficie des chênaies vertes méditerranéennes françaises à hauteur de 525 000 ha.

IL n'y a cependant pas de distinction avec les peuplements dominés par le Chêne-liège au sein de la région Occitanie, où celui-ci n'est présent que dans l'extrême sud des Pyrénées-Orientales. Près de 6000 ha de peuplements forestiers corses, situés à la jonction de peuplements dominés par l'une ou l'autre de ces espèces, sont également indifférenciés.

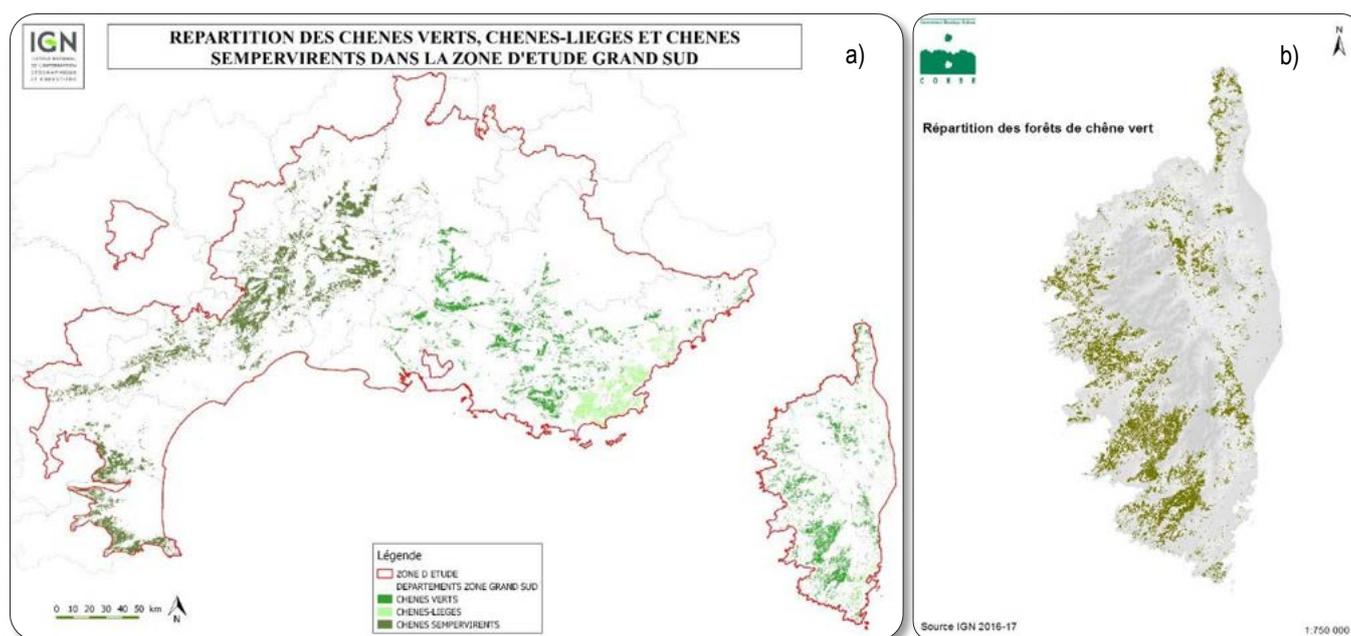


Figure 38 : Répartition des peuplements forestiers dominés par le Chêne vert, le Chêne-liège et les chênes sempervirents indifférenciés (Occitanie) dans l'écorégion méditerranéenne française (a), et des peuplements dominés par le Chêne vert incluant les peuplements recensant également l'Arbousier en Corse (b) (IGN, 2017 ; CBN Corse, données IGN 2016-2017)



### ■ EUNIS / Corine Biotopes

Nous retenons pour l'écosystème « Chênaies vertes méditerranéennes », les unités présentées dans le Tableau 11.

**Tableau 11. Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Chênaies vertes méditerranéennes » (Davies *et al.*, 2004 ; Louvel *et al.*, 2013)**

Code	Intitulé	Description
G2.12 pro parte	Chênaies à <i>Quercus ilex</i>	Forêts dominées par <i>Quercus ilex</i> ou <i>Quercus rotundifolia</i> , souvent, mais pas nécessairement, calcicoles.
G2.121	..... mésoméditerranéennes	Riches forêts mésoméditerranéennes de <i>Quercus ilex</i> , pénétrant localement, surtout dans les ravins, jusque dans la zone thermoméditerranéenne. Elles sont souvent dégradées en matorrals arborescents (unité F5.11), et quelques-uns des types répertoriés ci-dessous n'existent plus sous forme forestière entièrement développée susceptible d'être rattachée à la catégorie G2. Elles ont néanmoins été incluses pour fournir des codes appropriés utilisables sous F5.11, et parce qu'une restauration peut s'avérer possible.
G2.1212	..... des plaines catalano-provençales	Formations de <i>Quercus ilex</i> de l'étage mésoméditerranéen inférieur de la Catalogne, du Languedoc, de Provence et des plaines d'Italie tyrrhénienne. Elles sont riches en arbustes et lianes lauriphyllées et sclérophylles, en particulier <i>Viburnum tinus</i> , <i>Arbutus unedo</i> , <i>Smilax aspera</i> , <i>Phillyrea latifolia</i> , <i>Ruscus aculeatus</i> , <i>Rubia peregrina</i> . Elles sont généralement dégradées en matorral arborescent. Les quelques peuplements de chênes verts à canopée de type forestier qui subsistent sont généralement très perturbés par une utilisation anthropique intensive.
G2.1213	..... des collines catalano-provençales	Formations humides de <i>Quercus ilex</i> de l'étage mésoméditerranéen supérieur, de Montseny, de Valles, de Montserrat, de Prades, des Ports de Beseit, des Pyrénées orientales, du haut Languedoc, des Cévennes, de la haute Provence et des Alpes sud-occidentales. Ces forêts présentent une strate inférieure pauvre en arbustes, surtout celles ayant des affinités eu-méditerranéennes, et plus riche en espèces herbacées souvent acidoclines caractéristiques des forêts de chênes caducifoliés supraméditerranéennes. Des peuplements bien développés à caractère pleinement forestier existent en plusieurs endroits sur les versants des collines bien arrosées, en particulier la canopée haute et dense de Montseny. Des formations plus éparées et plus basses colonisent de nombreuses collines rocailleuses dans tout l'arc mésoméditerranéen supérieur du bassin du Golfe du Lion montant localement jusqu'à l'étage supraméditerranéen.
G2.1215	... des plaines corses	Formations de <i>Quercus ilex</i> de l'étage mésoméditerranéen inférieur de Corse, avec <i>Viburnum tinus</i> , <i>Erica arborea</i> , <i>Lonicera implexa</i> , <i>Phillyrea angustifolia</i> , <i>Clematis flammula</i> , <i>Smilax aspera</i> , <i>Rubia peregrina</i> . Elles sont généralement dégradées en matorrals arborescents ou en taillis denses mais comprennent cependant encore quelques fragments forestiers mieux préservés, surtout au-dessus de 400 m d'altitude.
G2.1216	... des collines corses	Formations de <i>Quercus ilex</i> de l'étage mésoméditerranéen supérieur (500-600 m à 1100-1200 m) corse, avec <i>Arbutus unedo</i> , <i>Erica arborea</i> , <i>Viburnum tinus</i> , <i>Ilex aquifolium</i> , <i>Daphne laureola</i> , <i>Teucrium scorodonia</i> , <i>Helleborus lividus</i> , <i>Cyclamen repandum</i> , <i>Sanicula europaea</i> , <i>Melica uniflora</i> . Elles sont souvent installées sur des pentes abruptes et comprennent plutôt davantage de peuplements à caractéristiques forestières que les formations des plaines.
G2.122	..... supraméditerranéennes	Forêts de <i>Quercus ilex</i> des étages supraméditerranéens des collines et des montagnes adriatiques et de la Méditerranée nord-occidentale, souvent mêlées de chênes caducifoliés, d'espèces du genre <i>Acer</i> ou d' <i>Ostrya carpinifolia</i> .

Ces unités EUNIS correspondent aux unités 45.31 (312, 313, 315, 316) et 45.32 (321 et 322) de Corine Biotopes (Bissardon *et al.*, 1997). Les « Chênaies à *Quercus ilex* aquitaniennes » (G2.123) et les « Chênaies à Chêne vert ibériques nord-occidentales » (G2.1211) seront traitées dans un chapitre ultérieur.

### ■ Types d'habitats d'intérêt communautaire (Bensettiti *et al.*, (coord), 2001)

Les yeuseraies méditerranéennes correspondent au type d'habitat 9340 « Forêts à *Quercus ilex* et *Quercus rotundifolia* », défini au niveau européen dans le cadre de la Directive « Habitats-Faune-Flore ». Les faciès à Houx sont à rattacher au type d'habitat 9380 « Forêts d'*Ilex aquifolium* ».

Les « chênaies vertes méditerranéennes » évaluées dans ce chapitre regroupent ainsi 12 habitats élémentaires :

- 9340-1 Yeuseraie mature à Epipactis à petites feuilles
- 9340-2 Yeuseraie à Arisarum commun du mésoméditerranéen inférieur
- 9340-3 Yeuseraies à Laurier-tin
- 9340-4 Yeuseraie calcicole à Piptatherum paradoxal des Cévennes
- 9340-5 Yeuseraie calcicole supraméditerranéenne à Buis
- 9340-6 Yeuseraies acidiphiles à *Asplenium* fougère d'âne
- 9340-7 Yeuseraie à Frêne à fleur
- 9340-8 Yeuseraie-chênaie pubescente à Gesse à larges feuilles
- 9340-9 Yeuseraie à Genévrier de Phénicie des falaises continentales
- 9340-11 Yeuseraie corse à Gallet scabre
- 9340-12 Yeuseraie corse à Houx (identique à 9380-3 : chênaies vertes à Houx de Corse)
- 9380-1 chênaies vertes acidiphiles à Houx des Cévennes et des Maures

## ■ Classification phytosociologique (Bardat et al., 2004)

- **Classe** : *Quercetea ilicis*
  - **Ordre** : *Quercetalia ilicis*
    - **Alliance** : *Quercion ilicis*
      - **Sous-alliance** : *Quercenion ilicis*

## ■ IUCN Habitats classification scheme (Version 3 .1)

Forêt tempérée.



## Description

---

La chênaie verte est un écosystème caractéristique de l'étage bioclimatique mésoméditerranéen. Ce dernier s'étend en France depuis le littoral de la Méditerranée, jusqu'au pied des moyennes montagnes intérieures. La yeuseraie pénètre également sur les stations riches des vallées du thermoméditerranéen, ainsi qu'à l'étage supraméditerranéen sur les stations sèches et dégradées impropres à la chênaie pubescente.

Originellement, la yeuseraie devait être cantonnée à des stations primaires marginales. Elle a atteint son extension maximale à la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle au bénéfice des activités anthropiques et montre depuis une légère régression, principalement au profit de la chênaie pubescente, du fait de la forte déprise rurale méditerranéenne. La plupart des peuplements auparavant gérés en taillis gagnent cependant en maturité et de nouvelles yeuseraies se développent, de par la colonisation d'anciennes terres agricoles ou la dynamique spontanée des peuplements pionniers de pins méditerranéens.

## ■ Biote indigène caractéristique

### Végétation

---

#### Essence dominante

Le Chêne vert (*Quercus ilex* L.), aussi appelé Yeuse, est une essence indigène dans l'écorégion méditerranéenne française. Il montre une polymorphie remarquable en fonction des conditions de lumière et de sol : ses feuilles sont petites et piquantes lorsqu'il se développe sur des milieux secs, lumineux ou fortement pâturés ; grandes et lisses en station ombragée et humide. Il est également résistant aux courtes périodes de froid intense.

Le Chêne vert est également une essence particulièrement propice à la création de micro-habitats au fur et à mesure qu'il vieillit (Figure 39) (Regnery, 2013).

### Espèces associées

La flore de la yeuseraie méditerranéenne se compose principalement d'arbustes et de plantes sclérophylles et lauriphyllées dont la composition spécifique varie selon le type de substrat et la maturité du peuplement (Tableau 12) (Rameau *et al.*, 2008).



Figure 39 : Chênaie verte ancienne et âgée du Fango (Corse) (© M. Rossi)

Tableau 12. Espèces typiques des chênaies vertes selon le type de substrat et l'étage de végétation (Bensettiti *et al.*, (Coord), 2001)

Type de substrat	Calcaire	Siliceux
Zone géographique		
Étage supraméditerranéen	<p><b>Faciès matures :</b>  <u>Strate arborescente</u> : en mélange avec le Chêne pubescent (<i>Quercus pubescens</i>).</p> <p><b>Faciès jeunes :</b>  <u>Strate arborescente</u> : avec Alisier blanc (<i>Sorbus aria</i>) et Alisier torminal (<i>Sorbus torminalis</i>), érables, etc.  <u>Strate arbustive</u> : dominée par le Buis (<i>Buxus sempervirens</i>) et l'amélanchier (<i>Amelanchier ovalis</i>).</p>	<p><b>Corse (faciès matures) :</b>  <u>Strate arborescente</u> : avec Frêne à fleurs (<i>Fraxinus ornus</i>), Hêtre (<i>Fagus sylvatica</i>), Chêne pubescent (<i>Quercus pubescens</i>).</p> <p><u>Strate arbustive</u> : dominée par le Houx (<i>Ilex aquifolium</i>), la Bruyère arborescente (<i>Erica arborea</i>), aubépines (<i>Crataegus</i>).</p>
Étage mésoméditerranéen	<p><b>Faciès matures :</b>  <u>Strate arborescente</u> : dense, en mélange avec le Chêne pubescent (sur les sols les plus épais), le Charme-houblon (<i>Ostrya carpinifolia</i>) ou le Frêne à fleurs (<i>Fraxinus ornus</i>) dans les Alpes-Maritimes (humide).  <u>Strate herbacée</u> : réduite, parfois riche en orchidées dont <i>Epipactis microphylla</i>.</p> <p><b>Faciès sur falaises :</b>  Mélange avec le Genévrier de Phénicie (<i>Juniperus phoenicea</i>)</p> <p><b>Faciès jeunes :</b>  <u>Strate arborescente</u> : lâche, parfois dominée par le Pin d'Alep (<i>Pinus halepensis</i>).  <u>Strate arbustive</u> : bien développée, avec, Viorne-tin (<i>Viburnum tinus</i>), Myrte (<i>Myrtus communis</i>), Pistachier lentisque (<i>Pistacia lentiscus</i>), Buis (<i>Buxus sempervirens</i>), etc.  <u>Strate herbacée</u> : riche, avec <i>Piptatherum paradoxum</i> dans les Cévennes, Capuchon du moine (<i>Arisarum vulgare</i>), etc.</p>	<p><b>Faciès matures (rares) :</b>  <u>Strate arborescente</u> : avec Tilleul à petites feuilles (<i>Tilia cordata</i>) (Estérel).</p> <p><b>Faciès jeunes :</b>  <u>Strate arborescente</u> : lâche, parfois dominée par le Pin maritime (<i>Pinus pinaster</i>).  <u>Strate arbustive</u> : bien développée, avec Arbusier (<i>Arbutus unedo</i>), Viorne-tin (<i>Viburnum tinus</i>), Filaire à feuilles étroites (<i>Phillyrea angustifolia</i>), Fragon (<i>Ruscus acueatus</i>), Bruyère arborescente (<i>Erica arborea</i>), etc.</p>

L'If (*Taxus baccata*) et le Houx (*Ilex aquifolium*), avec l'*Epipactis microphylla*, sont les espèces caractéristiques des yeuseraies matures (Barbéro et Quézel, 1994 ; Brusten, comm. pers.). Ainsi, La chênaie verte à Houx représente un type de yeuseraie témoignant d'une maturité assez exceptionnelle de la chênaie verte.

Dans ces forêts, le Chêne pubescent (*Quercus pubescens*) et l'Érable de Montpellier (*Acer monspessulanum*) peuvent se trouver en mélange avec le Chêne vert, tandis que le Houx (*Ilex aquifolium*) domine la strate arbustive en s'associant parfois à l'If (*Taxus baccata*), en particulier sur les terrains calcaires. La strate herbacée se compose principalement du Viorne-tin (*Viburnum tinus*) et du Lierre (*Hedera helix*).

## Pédoflore

Les chênaies vertes méditerranéennes sont très riches d'un point de vue mycologique (Richard, 2004). L'analyse des sols de ces forêts révèle en effet une richesse spécifique très élevée (jusqu'à 129 espèces) et essentiellement composée d'espèces rares de la famille des Telephoraceae. Cette richesse spécifique s'expliquerait par une occurrence saisonnière de différentes communautés, limitant ainsi les phénomènes de compétition. La richesse des communautés fongiques des chênaies vertes serait davantage liée à l'âge des peuplements plutôt qu'à l'ancienneté du couvert forestier (Richard *et al.*, 2010).

## Faune

Les chênaies sclérophylles méditerranéennes sont des écosystèmes riches en mammifères, oiseaux, amphibiens et reptiles. Une soixantaine d'espèces de vertébrés y sont en effet répertoriés. Le nombre d'espèces de reptiles observé diminue cependant au fur et à mesure que le peuplement de Chêne vert vieillit et que le couvert végétal se ferme : il passe d'une dizaine d'espèces en garrigue et matorral à trois espèces en futaie : l'Orvet (*Anguis fragilis*), la Couleuvre d'Esculape (*Elaphe longissima*) et le Lézard des murailles (*Podarcis muralis*).

À l'inverse, le nombre d'espèces d'oiseaux augmente de dix espèces en garrigue à vingt-trois espèces en futaie. Ces dernières sont cependant des espèces moins rares et plus généralistes que les espèces de garrigue, à l'image de la Mésange bleue (*Cyanistes caeruleus*) ou de la Sittelle torchepot (*Sitta europaea*). Le vieillissement de la yeuseraie profite également aux chiroptères, notamment à la Pipistrelle commune (*Pipistrellus pipistrellus*) et à la Pipistrelle de Nathusius (*Pipistrellus nathusii*) du fait de l'augmentation du nombre de microhabitats (dendrodelmes, écorces décollées, cavités et blessures des arbres, etc.) (Regnery, 2013). Cependant, aucune de ces espèces n'est strictement inféodée à la yeuseraie et seules quelques-unes ont un rôle direct au sein de ces écosystèmes, notamment sur la régénération du Chêne vert (Orsini et Cheylan, 1996).

## ■ Milieu physique

### Bioclimat

Le Chêne vert est une essence méditerranéo-atlantique qui a besoin d'une importante luminosité et d'une température moyenne annuelle relativement élevée pour se développer (supérieure à 10°C). Son développement est possible à partir de précipitations moyennes annuelles supérieures à 750 mm (ou 300 mm durant la période de végétation). La chênaie verte est ainsi caractéristique des bioclimats subhumide et humide des étages méso et supraméditerranéens, jusqu'à 800 m d'altitude.

La yeuseraie est également présente dans les vallées du thermoméditerranéen, étage typique des régions littorales du sud du bassin méditerranéen mais localement présent sur la Côte d'Azur et en Corse (Quézel, 1976). Cet écosystème se développe également sur le piémont pyrénéen, ainsi que sur les stations sèches ou dégradées de l'étage supraméditerranéen au-delà de 800 m d'altitude (Rameau *et al.*, 2008).

### Type de sol

Indifférente au type de substrat, la yeuseraie méditerranéenne est pourtant principalement présente en France sur des sols calcaires. L'Homme a en effet favorisé le Chêne-liège sur les substrats siliceux et à basse altitude, aux dépens du Chêne vert, pour la subériculture.

### Histoire et ancienneté

Une large majorité des chênaies vertes méditerranéennes de France peuvent être considérées comme des forêts récentes. En effet, selon l'IGN, moins de 17 % des peuplements dominés par des chênes sempervirents correspondent à des forêts anciennes (attesté par la carte de Cassini des années 1750). Ces rares forêts anciennes, dont les peuplements peuvent néanmoins être jeunes s'ils ont fait l'objet d'une exploitation en taillis ou s'ils ont été détruits par un incendie, n'ont pas fait

l'objet de déboisement au cours de l'histoire contemporaine et il n'y a pas eu de rupture de l'état boisé depuis au moins 250 ans.

C'est notamment le cas de la chênaie verte de la forêt domaniale des Maures, dans le Var, ou de celle du Fango en Corse (Figure 40).

La rupture de l'état boisé entraîne la disparition des espèces inféodées aux forêts anciennes. Ces espèces, dont la principale caractéristique est de ne posséder qu'une faible capacité de dispersion, ne peuvent alors recoloniser les forêts récentes que sur de très faibles distances, à proximité des foyers de peuplements anciens. Parmi ces espèces, on trouve notamment au sein de des chênaies vertes le *Galium scabrum* ou le *Limodorum abortivum*.

Les yeuseraies méditerranéennes actuelles sont pour la plupart issues de la recolonisation récente par le Chêne vert de terres anciennement défrichées pour des usages agricoles, principalement suite à la déprise agricole qui caractérise le XXème siècle en région méditerranéenne française.



Figure 40 : Chênaie verte mature du Fango, Corse (© C. Panaiotis)

## ■ Processus et interactions clés

### Dynamique de la végétation

Dans la dynamique de la végétation méditerranéenne, la yeuseraie succède bien souvent à des peuplements pionniers de pins méditerranéens où le Chêne vert n'est pas concurrencé par le Chêne pubescent (Figure 41). Ces pinèdes pionnières se sont par ailleurs principalement développées sur des sols calcaires pauvres et secs impropres aux chênes pubescents, laissant une large place à la yeuseraie dans le paysage méditerranéen actuel (Bonin et Romane, 1996).

Le Pin d'Alep (*Pinus halepensis*), ou le Pin maritime (*Pinus pinaster*) peuvent cependant subsister comme individus isolés ou comme essences secondaires. Les différents types de chênaie verte sont liés soit à des conditions stationnelles différentes, soit aux différents stades de la dynamique de la végétation (Figure 41).

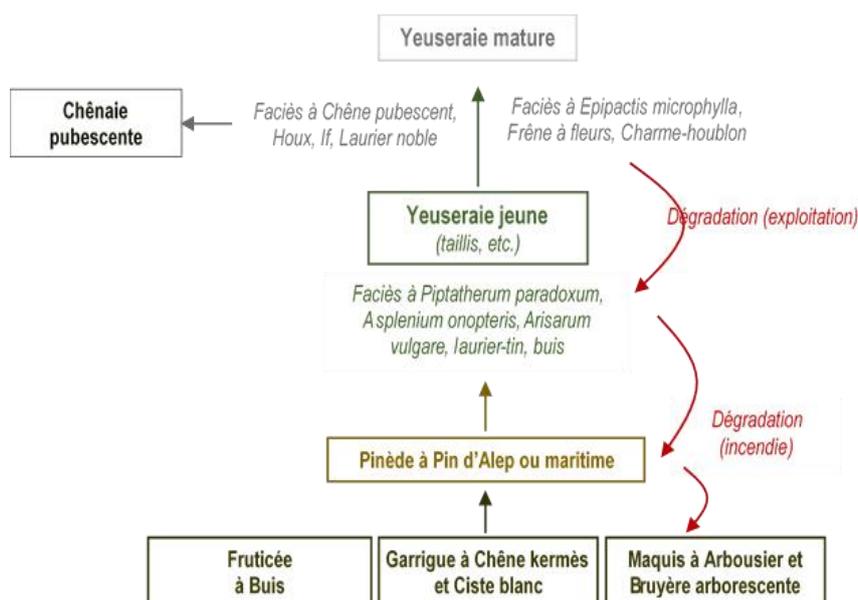


Figure 41 : Dynamique naturelle de la chênaie verte (d'après Bensettiti et al., (coord), 2001)

## Dynamique spatiale

---

Les chênaies vertes ont été favorisées, aux dépens des chênaies pubescentes, par la gestion en taillis, le pastoralisme et l'agriculture et ce depuis la fin du néolithique, période où l'extension des chênaies pubescentes était maximale (Bonin et Romane, 1996 ; Quézel et Médail, 2003). Avant cette période en effet, les peuplements dominés par le Chêne vert devaient être réduits à des formations primaires et marginales situées sur des sols peu profonds, notamment en pieds de falaise, s'y maintenant grâce à la très bonne capacité à rejeter de souche du Chêne vert (Gleizes, comm. pers.). Les activités humaines, en accentuant les régimes de perturbation, ont provoqué une érosion accélérée et un amincissement des sols, contraignant l'installation des essences caducifoliées au profit des sclérophylles. La yeuseraie a ainsi atteint son extension maximale en région méditerranéenne vers la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle.

Suite à la baisse de l'exploitation des forêts méditerranéennes françaises et surtout de la pratique du pâturage en forêt, qui caractérise le XX<sup>ème</sup> siècle, certaines yeuseraies sont dorénavant en légère régression (Bonin et Romane, 1996). En effet, le Chêne pubescent marque son retour dans les secteurs humides et subhumides, ou à sols riches et profonds. Les cortèges floristiques caractéristiques des chênaies vertes évoluent alors vers ceux des chênaies pubescentes, ce qui se constate en particulier par l'augmentation du taux d'herbacées pérennes (Quézel et Barbéro, 1990 ; Quézel et Médail, 2003).

Cette dynamique, qualifiée de « *post-culturale* », entraîne également une fermeture progressive des milieux ouverts ainsi que la maturation des yeuseraies : les taillis anciennement exploités évoluent alors vers des futaies sur souche. Le Chêne vert progresse également au sein des pinèdes méditerranéennes vieillissantes, peuplements de transition pour lesquels la yeuseraie correspond au stade d'équilibre de la végétation (Tatoni *et al.*, 1999). Les pinèdes à Pin d'Alep notamment, qui n'occupaient que 36 000 ha en 1878 sur toute la région méditerranéenne, en occupent aujourd'hui plus de 250 000 ha dont 30 000 ha forment déjà des peuplements mélangés de Pin d'Alep et de Chêne vert.

## Stratégie de régénération

---

Deux espèces d'oiseaux ont un rôle majeur dans la stratégie de régénération de la chênaie verte : le Geai des chênes (*Garrulus glandarius*), qui participe à la dissémination du chêne par l'intermédiaire de ses caches de glands, et à l'inverse le Pigeon ramier (*Columba palumbus*) par sa consommation directe des glands.

Certains rongeurs participent aussi à la dissémination du Chêne vert de par la quantité de glands qu'ils déplacent. Par exemple, une population de 50 mulots est capable de consommer jusqu'à 65 kg de glands par hectare au cours de la période hivernale, sachant que la production d'un peuplement de chênes verts est comprise entre 100 et 1200 kg/ha selon la densité et l'âge des individus (Orsini et Cheylan, 1996).

## Maturité et structure

---

Les peuplements méditerranéens de chênes verts sont essentiellement jeunes en raison de leur histoire sylvicole, depuis leur intense exploitation en taillis jusqu'à leur reconquête récente de terrains en déprise. La longévité du Chêne vert est cependant estimée entre 200 et 500 ans sur sols riches et calcaires, l'âge maximal observé en peuplement sur sol siliceux étant plutôt de l'ordre de 250 ans (Rameau *et al.*, 2008 ; Panaïotis, comm. pers.).

Les peuplements matures de chênes verts (> 250 ans, suivant la définition de Rossi et Vallauri, 2013) sont relativement rares dans l'écorégion méditerranéenne française. On ne trouverait qu'une vingtaine de localités actuellement recensées en Corse et autour d'anciens édifices religieux, comme la chartreuse de la Verne (Var). Ces peuplements matures ont alors l'aspect de futaie irrégulière multi-stratifiée (Figure 42) (strates arborescentes haute et basse, strate arbustive, strate herbacée).

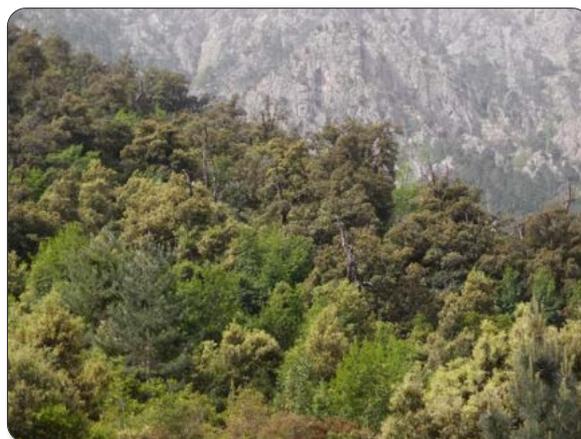


Figure 42 : Yeuseraie mature du Fango, Corse (© C. Panaïotis)

L'exploitation historique des yeuseraies, réalisée en majorité par la pratique de taillis, a simplifié la structure des peuplements de Chêne vert. Ces forêts exploitées ne comprennent qu'une unique strate arborescente. Le pastoralisme a également contribué à la simplification de leur structure avec, pour les peuplements les plus soumis à ces pratiques, une forte réduction de la strate arbustive. L'abandon de l'exploitation des taillis entraîne alors un retour vers une structure de futaie, notamment de futaie sur souche.

La Figure 43 présente de manière schématique le fonctionnement global de l'écosystème, ainsi que l'impact des principales menaces identifiées ci-après.

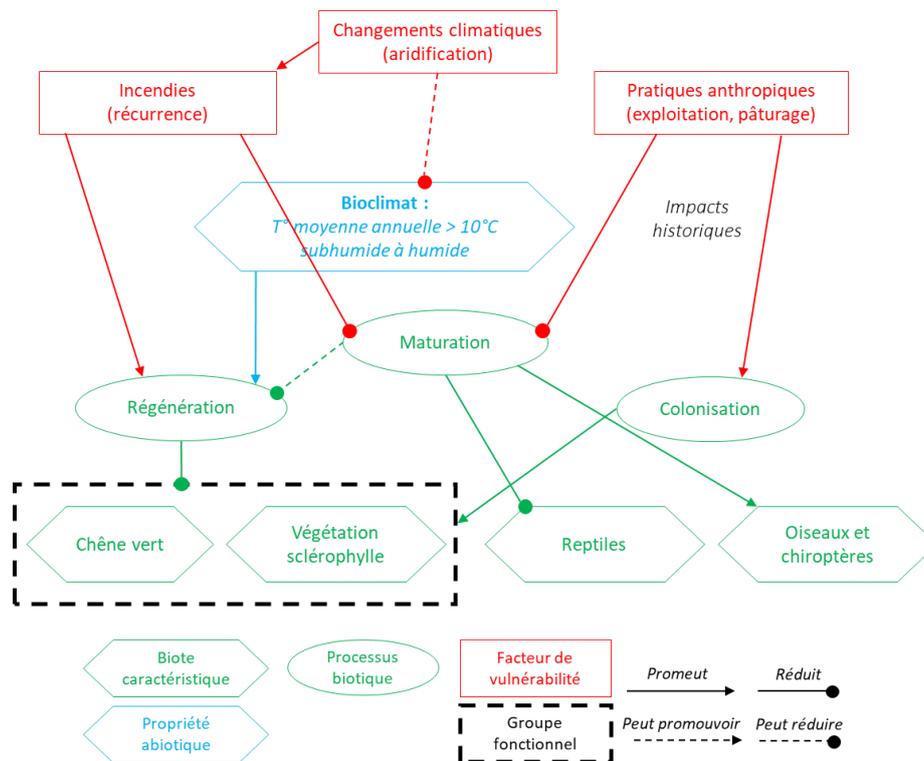


Figure 43 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées

## ■ Facteurs de vulnérabilité

### Incendies

Les forêts de Chênes verts présentent une sensibilité différente aux incendies selon leur âge et leur structure. Les jeunes taillis (>25 ans) sont des milieux particulièrement favorables au déclenchement et à la propagation des incendies (Figure 44) : leur végétation est particulièrement inflammable et leur biomasse ne présente pas de discontinuité verticale, elle reste constante depuis le sol jusqu'au sommet des houppiers (Ducrey, 1990).

Au sein des futaies plus âgées (au moins 50 ans) au contraire, le couvert très fermé des chênes verts ne permet plus au sous-bois de se développer, ce qui réduit l'inflammabilité du peuplement et limite la progression du feu.

Suite à un incendie, les forêts sclérophylles se régénèrent par un processus appelé « *auto-succession* » : ce sont les espèces déjà présentes avant l'évènement qui vont se régénérer pour reformer la même biocénose, sans succession de différentes communautés végétales ou relais floristiques. La biomasse végétale va croître progressivement et seule l'abondance relative de chaque espèce au sein de la communauté végétale varie (Trabaud, 1996 ; Quézel et Médail, 2003 ; Vallejo, 2005).

La capacité de résilience de la yeuseraie face aux incendies a été estimée à une fréquence de 50 ans, quelle que soit leur intensité (Jacquet et Prodon, 2009).



Figure 44 : Taillis de chênes verts incendié dans les Cévennes (© A. Lagrave)

Une récurrence d'incendies supérieure à ce seuil provoquerait en effet un blocage de la formation végétale à l'état de matorral. A l'inverse, une récurrence d'incendies inférieure à 50 ans peut favoriser le maintien de chênaies sclérophylles : la diminution de la biomasse végétale par le passage du feu ralentit la dynamique de la matière organique et donc l'appauvrissement des sols (Guénon, 2010).

La politique DFCI de prévention et de lutte contre les incendies a été particulièrement efficace depuis la fin des années 1970, notamment en Corse où les incendies pastoraux (écobuage) constituaient auparavant la principale cause de départ de feux. Cependant, avec les changements climatiques en cours, il est probable que les incendies puissent être plus fréquents et plus intenses à l'avenir, à l'échelle de la région méditerranéenne.

Paradoxalement, la diminution du nombre d'incendies due à l'efficacité des dispositifs DFCI a aussi conduit à une augmentation globale de la biomasse végétale, rendant les peuplements plus inflammables et augmentant le risque que surviennent de très grands incendies (Rebetez *et al.*, 2006 ; Ganteaume et Jappiot, 2013 ; Curt *et al.*, 2013). Cette situation est cependant transitoire car une fois atteint le stade de la futaie, l'absence de sous-bois dense limite fortement la propagation des incendies.

## Gestion forestière et exploitation

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 très courtes, moins de 12 ans avant 1860. Le mode de gestion en taillis a favorisé le Chêne vert, notamment du fait de l'érosion et l'appauvrissement des sols générés par les coupes rases successives : le Chêne pubescent ayant une croissance optimale sur des sols profonds, le Chêne vert était mieux adapté à des sols secs et pauvres. De plus, le Chêne vert présente une meilleure capacité à se régénérer par recépage, après des coupes répétées (Triat-Laval 1979 ; Curt et Marsteau, 1997 ; Durand, 1998).

Ces pratiques de taillis simples sont à l'origine de l'aspect « dégradé » des garrigues et matorrals qu'ont longtemps eu les yeuseraies méditerranéennes (Figure 45). Ces formations basses, qui correspondent encore actuellement à bon nombre de peuplements de chênes verts, sont une forme d'écosystème hybride entre forêt et lande. Il s'agit de formations végétales dégradées dont le maintien n'est garanti que par la persistance de perturbations intenses et régulières. Ces formations évoluent naturellement, sur le long terme et en l'absence de perturbations, vers des peuplements forestiers bien souvent dominé par le Chêne vert ou le Chêne pubescent (Gleizes, comm. pers.).

Ces garrigues et matorrals présentent néanmoins une riche biodiversité, qui s'explique par les phénomènes de lisière qui existent entre ces différentes entités.

Actuellement, la demande en bois énergie tend à s'accroître et entraîne un regain d'exploitation, notamment des chênaies méditerranéennes. Dans ce contexte, l'intensification probable de la gestion forestière des taillis de chênes verts et surtout le recours possible à une exploitation de peuplements potentiellement anciens et/ou matures et actuellement peu exploités, constitue une menace pour certaines yeuseraies.

## Régénération des futaies sur souche

L'évolution des usages du bois et la baisse de sa rentabilité ont progressivement conduit à l'allongement des cycles sylvicoles (jusqu'à environ 50 ans aujourd'hui) mais surtout à une réduction importante de l'exploitation du Chêne vert (De Maupeou et Zeraïa, 2002 ; ONF, 2006). Conjugué à l'importante déprise rurale à la fois pastorale, agraire et forestière que connaît la région méditerranéenne française depuis la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle, et de manière encore plus intense depuis les années 1960, de nombreux taillis de chênes verts ont évolué vers des futaies sur souches. Ces futaies sur souche semblent cependant présenter des difficultés de régénération naturelle (Ducrey, 1996 ; Panaïotis, 1996 ; Vernet *et al.*, 2002).



Figure 45 : Taillis de chêne vert supraméditerranéen, Cévennes (© A. Lagrave)

D'une part, un chêne issu d'un ou de plusieurs rejets de souche fournit moins de glands qu'un individu qui n'aurait jamais été coupé. De plus, les futaies issues de taillis exploités présentent une densité trop importante pour que la germination des glands soit efficace. D'autre part, le Chêne pubescent a une meilleure régénération sous le taillis de Chêne vert que le Chêne vert lui-même. Il serait favorisé par un phénomène d'auto-allélopathie du Chêne vert, inhibant partiellement sa propre germination (Bacieleri *et al.*, 1992, Li et Romane, 1997 ; Gleizes, comm. pers.). En Corse pourtant, où les vieilles futaies de chênes verts sont plus nombreuses, celles-ci se régénèrent bien grâce aux trouées que forment les arbres dépérissant.

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, ce qui de plus donnera des individus plus fertiles que les cépées actuelles (Panaïotis, 1996).

## Changements climatiques

---

Les forêts sclérophylles méditerranéennes sont des écosystèmes très bien adaptés aux conditions de sécheresse et sont capables 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 en réalité plutôt une adaptation des arbres à la sécheresse par la réduction de leur surface foliaire. Des expérimentations ont cependant montré que ces ajustements fonctionnels du Chêne vert ne diminuent en rien sa vulnérabilité au stress hydrique (Limousin *et al.*, 2010). Dans les taillis vieillissants, les systèmes racinaires peuvent être très vieux du fait de la succession des coupes et donc particulièrement sensibles aux changements climatiques. Il est de fait nécessaire de renouveler les souches par de la reproduction sexuée (taillis sous futaie par exemple) pour améliorer la résistance des peuplements aux perturbations (Gleizes, comm. pers.).

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 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 cependant définis que sur la base de paramètres climatiques (température et précipitations principalement) et ne prennent pas en compte de nombreux paramètres comme la nature du sol, l'évolution du taux de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère, la variabilité génétique de l'espèce concernée, les changements de régimes de perturbations biotiques ou abiotiques (notamment des incendies) ou encore la capacité de migration des espèces.

De plus, le climat prévu en 2100 en région méditerranéenne française présenterait des paramètres climatiques situés au-delà de la gamme d'observation actuelle, à l'échelle nationale. Ceci ne permet donc pas d'anticiper la réaction du Chêne vert dans les zones où il est aujourd'hui le plus représenté. Il est néanmoins possible que les chênes verts puissent, dans un premier temps, se substituer aux autres essences méditerranéennes moins résistantes, notamment à l'étage bioclimatique supraméditerranéen. Ces prédictions restent basées sur des modèles théoriques, la réaction des forêts face aux changements climatiques restant pleine d'incertitudes.

## Fragmentation des massifs forestiers

---

Les massifs forestiers méditerranéens sont actuellement en proie à une importante fragmentation, du fait de la progression des zones d'habitat diffus et isolé au sein des communes rurales de la région méditerranéenne française, notamment sur le continent. Cette progression représente déjà, par ailleurs, une augmentation des zones propices aux incendies.

Ainsi, dans le département des Bouches du Rhône par exemple, l'augmentation de près de 10 % de la superficie des zones identifiées comme « *interfaces habitat-forêt* » entre 1999 et 2009 a entraîné une progression de plus de 30 % de la part des surfaces forestières discontinues (Long-Fournel *et al.*, 2013). Ces évaluations n'identifient cependant pas les types d'écosystèmes concernés et n'ont été effectuées que pour un seul département en France.



## Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015)

---

### ■ Critère A : Réduction de la distribution spatiale

#### A.1 : Réduction au cours des 50 dernières années

---

La superficie des formations forestières dominées par le Chêne vert était estimée à 340 000 ha en région méditerranéenne française en 1988, contre près de 480 000 ha aujourd'hui. Ces peuplements ont ainsi vu leur superficie augmenter au cours des 50 dernières années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

#### A.2a : Réduction estimée au cours des 50 prochaines années

---

Les chênaies vertes matures et/ou situées sur les stations les plus riches sont susceptibles d'évoluer vers des chênaies pubescentes. Mais cette substitution de la yeuseraie s'effectuerait en parallèle de la progression du Chêne vert au sein des pinèdes pionnières, ce qui suggère plutôt une progression conséquente des chênaies vertes à l'avenir. Une attention particulière devra toutefois être portée aux faciès d'intérêt écologique majeur, notamment les peuplements anciens et matures.

Ces différentes dynamiques, conjuguées aux effets des changements climatiques, ne permettent pas d'évaluer la tendance à 50 ans de la distribution spatiale des chênaies vertes méditerranéennes.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

#### A.2b : Réduction estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

Les chênaies vertes méditerranéennes ont progressé en France au cours des dernières décennies et cette tendance ne devrait pas s'infléchir à court terme.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

#### A.3 : Réduction depuis une référence historique ( $\approx 1750$ )

---

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. Ce constat est le même pour les autres régions où sont présentes ces forêts, notamment en Corse. Dans un contexte historique encore plus large (néolithique), l'expansion des peuplements dominés par le Chêne vert est considérable.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

**La catégorie Préoccupation-Mineure (LC) est attribuée à l'écosystème « Chênaies vertes méditerranéennes » selon le critère A.**

### ■ Critère B : Distribution spatiale restreinte

La zone d'occurrence des chênaies vertes méditerranéennes s'étend sur l'ensemble de l'écorégion, soit sur plus de 150 000 km<sup>2</sup> (Figure 46). Cette valeur est supérieure au seuil du critère B1 (max 50 000 km<sup>2</sup>).

#### B.2 : Zone d'occupation (maille 10x10 km)

---

La zone d'occupation de l'écosystème est également bien supérieure au seuil de 50 mailles de 10x10 km du critère B2 (Figure 46).

### B.3 : nombre de localités

Le nombre de localités, déterminé par rapport à la menace principal de cet écosystème, est bien supérieur à 5 (seuil du critère B3).

### Déclin continu ou menace imminente

L'écosystème ne présente pas de déclin continu de sa superficie, de sa qualité environnementale ou de l'intégrité de ses interactions biotiques. Aucune menace n'est également susceptible d'entraîner un déclin de l'un de ces paramètres au cours des 20 prochaines années.

Cependant, une attention particulière devra toutefois être portée aux faciès d'intérêt écologique majeur, notamment les yeuseraies anciennes et matures, qui occupent une distribution spatiale bien plus restreinte et susceptibles de présenter un déclin au cours des 20 prochaines années.

**La catégorie Préoccupation-Mineure (LC) est attribuée à l'écosystème « Chênaies vertes méditerranéennes » selon le critère B.**

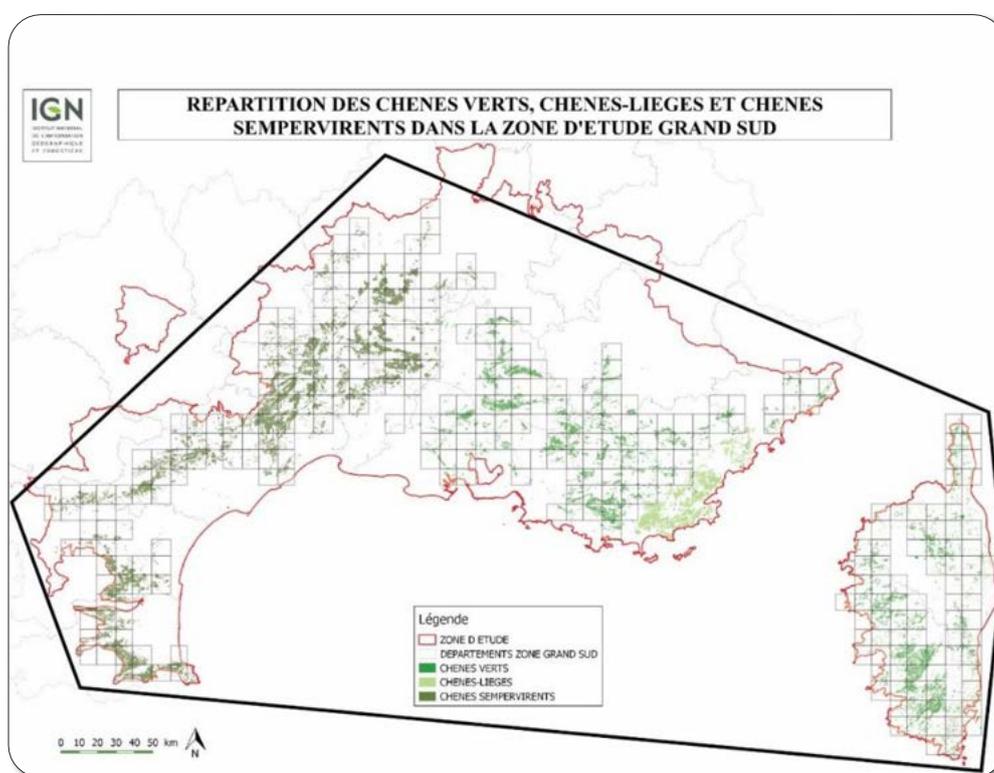


Figure 46 : Zone d'occurrence et zone d'occupation des peuplements de chênes sempervirents, hors Chêne-liège (IGN, 2017)

## ■ Critère C : Dégradation de l'environnement abiotique

### C.I Modification d'une variable abiotique au cours des 50 dernières années

Depuis 1973, la superficie de forêts méditerranéennes incendiées, tout comme le nombre de départs de feux, tendent à diminuer. Il est cependant difficile d'obtenir des données précises par type d'écosystème et plus encore de connaître la fréquence d'incendie moyenne pour les territoires occupés par les chênaies vertes méditerranéennes. Ainsi, pour que la catégorie Vulnérable (VU) soit attribuée à cet écosystème forestier du fait de la menace incendie, il serait nécessaire que plus de 30 % de sa distribution (soit plus de 160 000 ha) ait été soumise à plus d'un incendie au cours des 50 dernières années (fréquence d'incendie inférieure à 50 ans), seuil en deçà duquel la chênaie verte n'a plus la capacité de maintenir son biote indigène caractéristique (sévérité relative maximal). Or, d'après la bibliographie consultée, la fréquence des incendies auxquels ont été confrontées les chênaies vertes méditerranéennes n'a été aussi élevée que dans de très rares localités.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

## C.2a Modification d'une variable abiotique estimée au cours des 50 prochaines années

---

Les modèles de niche relatifs à l'évolution potentielle de l'aire de répartition du Chêne vert à l'échéance 2100 montrent une large extension de celle-ci. Cependant, le Chêne vert n'est sexuellement mature que vers 15 à 20 ans et sa dissémination est relativement lente. Cette progression ne se ferait alors qu'à moyen ou long terme. Le maintien du Chêne vert en zone méditerranéenne reste aussi inconnu à cette échéance, dans la mesure où il n'existe actuellement aucune station de Chêne vert en France dont les caractéristiques climatiques et édaphiques pourraient être comparables à celles estimées en 2050 ou 2100. Les changements climatiques contribueront également, au cours des 50 prochaines années et au-delà, à l'augmentation du risque d'incendies. Mais la maturation des yeuseraies pourrait diminuer ce risque car les yeuseraies âgées sont moins inflammables, une fois dépassé le stade d'embroussaillage.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

## C.2b Modification d'une variable abiotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

Il n'y a pas de dégradation environnementale majeure ou de modification de paramètres abiotiques ayant réduit ou pouvant réduire la capacité de la chênaie verte à conserver son biote indigène caractéristique sur une période de 50 incluant le passé, le présent et le futur. En effet, si le Chêne vert reste vulnérable face à l'augmentation du stress hydrique, les symptômes liés à la sécheresse observés en zone méditerranéenne française ces dernières années ne traduisent pour l'instant qu'une adaptation des arbres et non une dégradation de l'écosystème.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

## C.3 Modification d'une variable abiotique depuis une référence historique (≈1750)

---

Il n'existe pas de données pour ce critère sur cette période de temps. Cependant, au vu de la dynamique passée des chênaies vertes méditerranéennes en France, il est possible d'affirmer que cet écosystème n'a pas subi de dégradation environnementale majeure au cours des 250 dernières années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

**La catégorie de menace Préoccupation-Mineure (LC) est attribuée à l'écosystème « Chênaies vertes méditerranéennes » selon le critère C.**

## ■ Critère D : Perturbation des processus et interactions biotiques

### D.1 Modification d'une variable biotique au cours des 50 dernières années

---

La diminution de la pression d'exploitation sur les chênaies vertes leur a permis de gagner en maturité. On parle en effet de dynamique « *post-culturale* » des forêts sclérophylles méditerranéennes, depuis les années 1960. Cette évolution 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. Il est néanmoins difficile d'évaluer et de quantifier l'impact des pratiques anthropiques sur les faciès à forts enjeux de conservation et de superficie restreinte, notamment matures et/ou anciens.

Enfin, même si la chênaie pubescente a pu se substituer à la yeuseraie sur quelques stations riches de l'étage mésoméditerranéen, le Chêne vert a surtout fortement progressé au sein des pinèdes méditerranéennes au cours des 50 dernières années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

### D.2a Modification d'une variable biotique estimée au cours des 50 prochaines années

---

Le regain d'intérêt pour l'exploitation des forêts méditerranéennes, dans le contexte du développement de la filière du bois énergie et du bois de chauffage, pourrait constituer une menace pour cet écosystème. Nous ne disposons cependant pas d'assez de données quantitatives concernant l'évolution future de l'exploitation forestière pour pouvoir renseigner les seuils définis par Keith *et al.* (2014). Des analyses plus fines par futurs projets énergétiques et types de chênaies, en considérant notamment les faciès matures et/ou anciens, seraient à réaliser à une échelle locale.

La germination du Chêne pubescent au sein de certaines yeuseraies situées à la limite inférieure de l'étage supraméditerranéen ou sur des sols profonds à forte capacité de rétention d'eau du mésoméditerranéen, comme la difficulté

de régénération du Chêne vert au sein de taillis vieillissants, sont des paramètres qui doivent être mieux étudiés pour évaluer le risque d'effondrement des yeuseraies méditerranéennes au cours des 50 prochaines années. À l'inverse, de nombreux espaces en déprise qui avaient rapidement été colonisés par les pins méditerranéens évoluent actuellement vers des chênaies vertes. De plus, les études consacrées à l'impact des changements climatiques sur la flore méditerranéenne révèlent que de nombreuses espèces floristiques xérophiles marquent une nette progression au sein des chênaies pubescentes supraméditerranéennes, annonçant une transition probable vers la yeuseraie.

Les données actuelles ne sont pas suffisantes pour établir un bilan, en termes de superficie et de sévérité relative, de la tendance globale d'évolution des interactions biotiques au sein des chênaies vertes en région méditerranéenne française pour les 50 prochaines années.

**En l'état actuel des connaissances, ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

## D.2b Modification d'une variable biotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

Les massifs forestiers méditerranéens, et en particulier ceux situés à proximité du littoral, sont actuellement en proie à une importante fragmentation du fait de la progression des zones d'habitat diffus et isolé au sein des communes rurales de la région méditerranéenne française. Les évaluations déjà réalisées n'identifient cependant pas les types d'écosystèmes concernés et, d'autre part, aucune donnée ne permet de quantifier la sévérité relative que représente la fragmentation pour un écosystème forestier.

**En l'état actuel des connaissances, ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

## D.3 Modification d'une variable biotique depuis une référence historique (≈1750)

---

Les chênaies vertes ont connu, depuis les années 1950, à la fois une extension de leur distribution du fait de la dynamique de la végétation au sein des espaces en déprise, ainsi qu'une maturation des peuplements auparavant gérés en taillis. La forte déprise rurale de la région méditerranéenne française a en effet largement profité aux yeuseraies, autrefois très fortement exploitées. Au cours de ces 250 dernières années, les changements de paramètres biotiques ont ainsi été plutôt favorables à la chênaie verte.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

**La catégorie Préoccupation-Mineure (LC) est attribuée à l'écosystème « Chênaies vertes méditerranéennes » selon le critère D.**

### ■ 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 chênes verts à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne française, qui soit capable de prendre en compte l'ensemble des facteurs pouvant conduire à cet effondrement.

**La catégorie Données-Insuffisantes (DD) est attribuée à l'écosystème « Chênaies vertes méditerranéennes » pour ce critère E.**

## ■ Bilan de l'évaluation des chênaies vertes méditerranéennes en France

Critère	Sous-critère	Statut
<b>A : Réduction de la distribution spatiale</b>	A.1 : 50 dernières années	LC
	A.2a : 50 prochaines années	DD
	A.2b : 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	LC
	A.3 : Depuis une référence historique (≈1750)	LC
<b>B : Distribution spatiale restreinte</b>	B1. Zone d'occurrence	LC
	B2. Zone d'occupation	LC
	B3. Nombre de localités	LC
<b>C : Dégradation de l'environnement abiotique</b>	C.1 50 dernières années	LC
	C.2a 50 prochaines années	DD
	C.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	LC
	C.3 Depuis une référence historique (≈1750)	LC
<b>D : Perturbation des processus et interactions biotiques</b>	D.1 50 dernières années	LC
	D.2a 50 prochaines années	DD
	D.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	D.3 Depuis une référence historique (≈1750)	LC
<b>E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème</b>		DD
<b>Statut de l'écosystème</b>		<b>LC</b>

## ■ Fiabilité de l'évaluation

Très Bonne (données de superficie disponibles auprès de l'IGN, nombreuses sources bibliographiques et dires d'experts).

## ■ Évaluateur

Comité français de l'UICN (Magali Rossi, Aurélien Carré)



## Bilan et interprétation de l'évaluation

Les chênaies vertes méditerranéennes sont des écosystèmes très résistants aux incendies et leur régénération par « *auto-succession* » leur permet de tolérer une fréquence d'incendie d'environ 50 ans, ces derniers pouvant même favoriser le maintien de la yeuseraie par élimination de la végétation concurrente. Moins productifs que beaucoup d'autres écosystèmes forestiers, les forêts de chênes verts sont également moins inflammables à mesure qu'elles gagnent en maturité, même si cette maturation passe par un stade d'embroussaillage critique en termes d'inflammabilité. L'incendie permet ainsi de maintenir la dominance du Chêne vert, tandis que la maturation de la yeuseraie préserve le peuplement de l'incendie si le Chêne vert n'y est pas remplacé. Or, il est probable que les incendies soient plus fréquents et plus intenses à l'avenir, en région méditerranéenne française. Deux scénarios sont alors possibles : le maintien de peuplements jeunes mais inflammables, ou le passage du stade d'embroussaillage vers une maturation des peuplements avec la possibilité d'une substitution de la yeuseraie, notamment par la chênaie pubescente.

La régénération des peuplements matures est parfois problématique car la plupart des chênaies vertes méditerranéennes sont des futaies sur souches, issues de taillis dont les souches sont âgées et trop densément implantées pour favoriser la régénération naturelle du Chêne vert. Un équilibre doit être retrouvé entre densité, trouées naturelles et régénération par rejet de souche et germination. Enfin, même si le Chêne vert présente une très forte tolérance à l'aridité, le climat prévu d'ici 2100 en région méditerranéenne française devrait présenter des paramètres situés au-delà de la gamme d'observation actuelle interdisant tout pronostic concernant l'adaptation du Chêne vert en France, que seules des expérimentations *in situ* permettraient.

L'écosystème « Chênaies vertes méditerranéennes » est évalué Préoccupation-Mineure (LC) en France, selon la méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN, même si plusieurs incertitudes subsistent tant en termes de sensibilité au futur climat méditerranéen que d'intégrité du biote indigène caractéristique, du fait d'un défaut de régénération du Chêne vert ou de sa substitution par d'autres essences. Enfin, l'urbanisation des zones rurales et la fragmentation des écosystèmes forestiers, mais surtout l'exploitation directe des peuplements liée notamment à la demande en bois-énergie, restent d'importants facteurs d'incertitudes concernant le risque d'effondrement des chênaies vertes méditerranéennes en France. Face à ces menaces, une attention particulière doit être portée aux faciès matures et/ou anciens qui ne subsistent qu'à l'état de fragments au sein de l'écorégion méditerranéenne française.



## Références

Rédacteur de la fiche d'évaluation de l'habitat 9380 : Olivier Argagnon, Julie Reymann, Virgile Noble

**Bacilieri R., Bouchet M.A., Bran D., Romane F., 1992.** *Resilience of abandoned natural degenerate forests of the Mediterranean Europe. Developmental strategies of four tree species*, In Teller, A., Mathy, P. & Jeffers, J. N. R. Responses of forest ecosystems to environmental changes. Elsevier Applied Science. London & New York : pp.867-868.

**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.

**Barbéro M., Bonin G., Loizel R., Quézel P., 1989.** *Sclerophyllous Quercus forests of the mediterranean area: ecological and ethnological significance*. Bielefelder Ökol. Beitr. 4, pp 1-23.

**Barbéro, M., Quézel, P., 1994.** *Place, rôle et valeur historique des éléments laurifoliés dans les végétations préforestières et forestières ouest-méditerranéenne*, Annali Di Botanica, LIII, pp 81-105.

**Bardat J., Bioret F., Botineau M., Boulet V., Delpech R., Géhu J.-M., Touffet J., 2001.** *Prodrome des végétations de France*, MNHN, 143 p.

**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, 339 p + 423 p + CD.

**Bissardon M., Guibal L., Rameau J.-C., 1997.** *CORINE biotopes. Version originale. Types d'habitats français*, ENGREF, MNHN, 175 p.

**Bonin G., Romane F., 1996.** *Chêne vert et chêne pubescent – Histoire, principaux groupements, situation actuelle*, Forêt méditerranéenne T.XVII, n°3, pp 119-128.

**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*, Ingénieries, pp 71-84.

**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, 117, pp 150-161.

- Davies C. E., Moss D., O Hill M., 2004.** *Eunis habitat classification revised 2004*, European Environment Agency, 307 p.
- De Maupeou G., Zeraia, 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., 1990.** *Peut-on rendre la yeuseraie moins combustible ?*, Revue Forestière française, Tome XLII, numéro spéciale, pp 202-206.
- Ducrey M., 1996.** *Recherches et expérimentations sur la conduite sylvicole des peuplements de chêne vert*, Forêt méditerranéenne T.XVII, n°3, pp 151-168.
- D'Hanens G., 1998.** *Les peuplements mixtes de pin d'Alep et chênes en Provence – Comment pérenniser le mélange des essences ?*, Forêt méditerranéenne T.XIX, n°3, pp 261-266.
- Ganteaume A., Jappiot M., 2013.** *What causes large fires in Southern France*, Forest Ecology and Management, 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, 218 p + annexes.
- IGN, 2013.** *Les résultats : Méditerranée*, Résultats D'inventaire Forestier, Résultats Standards, 101 p.
- IGN, 2016.** *Elaboration de cartes des peuplements et de cartogramme des espèces dans la zone d'étude de l'arc méditerranéen, statistiques sur la répartition, la quantification et la part de forêts anciennes de Cassini des peuplements étudiés*, Convention UICN-IGN.
- 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.
- Jamin L., Luigi N., 2011.** *Gestion des forêts feuillues en contexte méditerranéen Exemples de gestion irrégularisante, continue, multifonctionnelle et proche de la nature dans l'Aude*, Forêt Méditerranéenne, XXXII(3), pp 315–324.
- Keith D. A., Rodriguez J. P., Rodriguez-Clark K. M., Nicholson E., Aapala, K., Alonso A., Zambrano-Martínez S., 2013.** *Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems*, Plos one, 8(5), e62111.
- Ladier J., Tessier C., Amandier L., Prévosto B., 2014.** *Gestion du chêne pubescent dans le Sud-Est de la France. Quelle alternative au taillis simple ?*, RDV Techniques, 44, pp 9-16.
- Li J., Romane F. J., 1997.** *Effects of germination inhibition on the dynamics of Quercus ilex stands*, Journal of Vegetation Science, pp 287-294.
- 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 et Territoires la revue d'Irstea, hors-série n°13, 8 p.
- Louvel J., Gaudillat V., Poncet, 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.
- ONF, 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.** *Étude des potentialités de pérennisation du chêne vert (Quercus ilex) en Corse : le cas de la forêt du Fango (Réserve de l'Homme et la Biosphère)*, Thèse de doctorat, Université de Corse, Corte, 259 p.
- Prévosto B., Ripert C., Ostermeyer R., 2013.** *Éclaircir est-il suffisant pour favoriser la régénération de taillis de chêne blanc ? Retour sur un dispositif expérimental installé il y a 27 ans en forêt domaniale de Lure*, Forêt Méditerranéenne, XXXIV(1), pp 3 - 12.
- Quézel P., 1976.** *Les chênes sclérophylles en région méditerranéenne*, CIHEAM Options Méditerranéenne ; n°35, pp 25-29.
- Quézel P., Barbéro M., 1990.** *Les forêts méditerranéennes, Problèmes posés par leur signification historique, écologique et leur conservation*, Acta Botanica Malacitana Vol. 15, pp 145-178.
- Quézel P., Médail F., 2003.** *Que faut-il entendre par « forêts méditerranéennes » ?*, Forêt méditerranéenne, Tome XXIV, n°1, pp 11-31.
- Rameau J.-C., Mansion D., Dumé G., Gauberville C., 2008.** *Flore forestière française, Guide écologique illustré, Tome 3 : Région méditerranéenne*, Institut pour le Développement Forestier, 2426 p.
- 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 B., 2013.** *Les mesures compensatoires pour la biodiversité – Conception et perspectives d'application*, Thèse de l'Université Pierre et Marie Curie, Paris Sorbonne, 108 p + annexes.
- Richard F., 2004.** *Les champignons ectomycorhiziens du chêne vert (Quercus ilex L.) en Corse : diversité et rôle de la symbiose*, Mémoire de thèse Université Paul Sabatier, 270 p.

- Richard F., Roy M., Shahin O., Sthultz C., Duchemin M., Joffre R., Selosse M.-A., 2010.** *Ectomycorrhizal communities in a Mediterranean forest ecosystem dominated by Quercus ilex: seasonal dynamics and response to drought in the surface organic horizon*, Annals of Forest Science, 12p.
- Rossi M., Vallauri D., 2013.** *Évaluer la naturalité*, Guide pratique version 1.2. Rapport WWF France, 154 p.
- Salvaudon A., Economides M., 2015.** *Projet E.ON. Les élus de la réserve de biosphère Luberon-Lure et du parc naturel régional du Verdon mettent en cause l'enquête publique devant le tribunal administratif de Marseille*, Dossier de Presse, 7 p.
- Tatoni T., Barbéro M., Gachet-Boudemaghe S., 1999.** *Dynamique des boisements naturels en Provence*, Boisements naturels des espaces agricoles, Ingénieries – EAT, pp 49-57.
- Trabaud, 1996.** *Réponses du chêne vert et du chêne blanc à l'action du feu*, Forêt méditerranéenne T.XVII, n°3, pp 243-252.
- Vallejo R., 2005.** *Identification des besoins et évaluation des techniques de restauration post-feu*, Forêt méditerranéenne T.XXVI, n°3, pp 217-224.
- Vennetier M., Ripert C., 2010.** *Impact du changement climatique sur la flore méditerranéenne : théorie et pratique*, Changements climatiques et biodiversité, Vuibert, pp 75-87.
- Vernet J.-L., Ogereau P., Martin A., Bazile F., Zeraia, 2002.** *Charbonnage historique et anthropisation de la chênaie d'Yeuse (Quercus ilex), le cas du Causse de l'Hortus (Valflaunès, Hérault), Équilibres 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.

# Suberaies méditerranéennes



## Présentation et distribution géographique

Le Chêne-liège est une essence méditerranéenne caractéristique des secteurs non calcaires de la Méditerranée occidentale. Pourtant, les peuplements forestiers dominés par le Chêne-liège en France ne correspondent pas à un type de formation végétale spontanée mais à des forêts longtemps gérées par l'homme, et qui présentent une structure simplifiée du fait du traitement à vocation de production.

L'aire de répartition mondiale des suberaies est inégale et disjointe du fait que ces forêts soient inféodées aux substrats non calcaires : elles se trouvent principalement au sein de la péninsule ibérique, dans le nord des pays du Maghreb et sur les grandes îles méditerranéennes de la partie occidentale de la Méditerranée. Au sein de l'arc méditerranéen français, les roches cristallophylliennes ou métamorphiques dépourvues de calcaires sont également peu étendues. Les peuplements dominés par le Chêne-liège couvrent ainsi un peu plus de 70 000 ha et sont principalement implantés dans trois secteurs géographiques : les Massifs provençaux des Maures et de l'Estérel (52 300 ha), les Pyrénées-Orientales (massifs des Aspres, des Albères et du Bas Vallespir) (6 600 ha), la façade Orientale et le sud de la Corse (11 600 ha). Les suberaies sont également présentes jusqu'au littoral varois (Toulon, Cap Sicié) et sur les îles d'Hyères (Port-Cros, Porquerolles) (Bensettiti *et al.*, (coord), 2001).

Les données de l'IGN collectées pour l'Inventaire Forestier ne distinguent pas les peuplements dominés par le Chêne-liège ou le Chêne vert en région Occitanie. Ces données permettent cependant d'identifier les suberaies provençales (Figure 47a) ainsi que les suberaies corses, bien que 6 000 ha de chênaies sempervirentes corses restent également indifférenciées (Figure 47b).

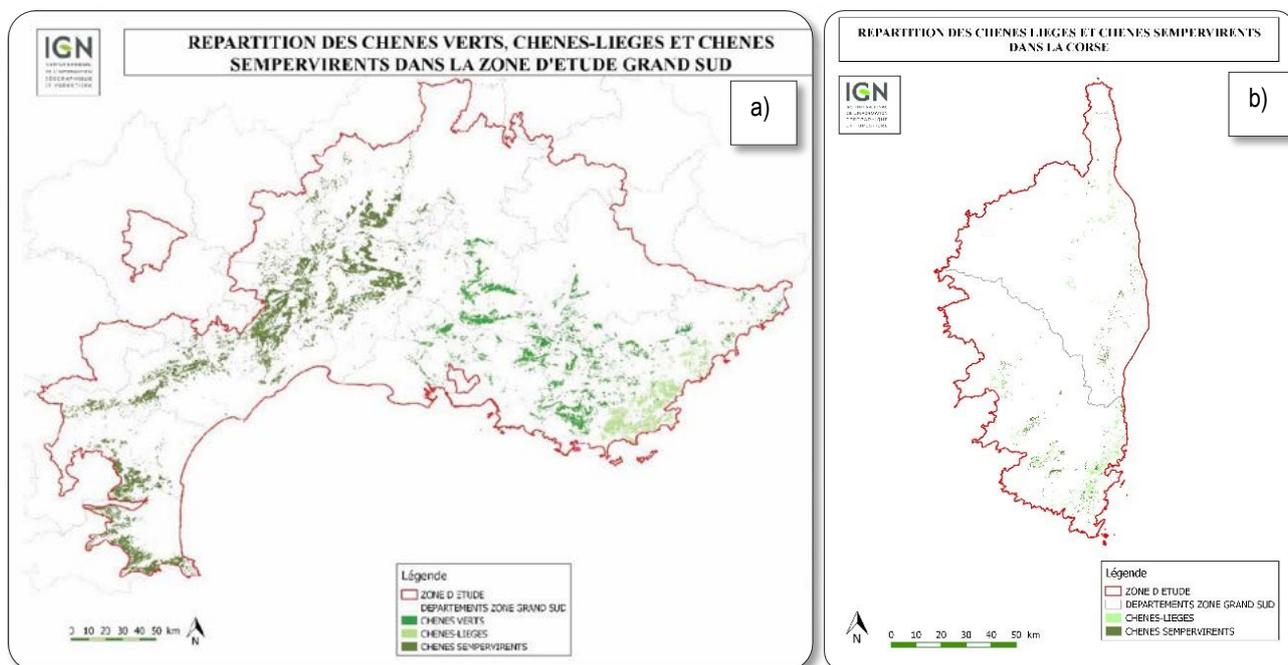


Figure 47 : Répartition des peuplements dominés par le Chêne-liège, le Chêne vert et les chênes sempervirents indifférenciés en zone méditerranéenne continentale (a) et des peuplements dominés par le Chêne-liège en Corse (b) (IGN, 2017)



## Classification

### ■ EUNIS / Corine Biotopes

Nous retenons pour l'écosystème « Suberaies méditerranéennes », les unités présentées dans le Tableau 13.

**Tableau 13. Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Suberaies méditerranéennes » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013)**

Code	Intitulé	Description
<b>G2.11</b> Pro parte	Chênaies à <i>Quercus suber</i>	Forêts silicoles ouest-méditerranéennes dominées par <i>Quercus suber</i> , généralement plus thermophiles et hygrophiles que celles de l'unité G2.12.
<b>G2.111</b>	.... tyrrhéniennes	Forêts de <i>Quercus suber</i> , principalement mésoméditerranéennes, de Sicile, de Sardaigne, de Corse, de France et du nord-est de l'Espagne. Elles sont le plus souvent dégradées en matorrals arborescents (unité F5.11).
<b>G2.1111</b>	... provençales	Formations de Provence cristalline (Maures, Estérel). Elles ne comprennent actuellement plus de peuplements pleinement développés arrivés à maturité.
<b>G2.1112</b>	... corses	Formations de l'étage mésoméditerranéen inférieur de Corse, développées sur des sols siliceux profonds, surtout dans le sud-est de l'île. Elles sont mieux préservées que celles du continent, et ne néanmoins presque jamais représentées par des forêts étendues entièrement développées.
<b>G2.1116</b>	... catalanes	Faciès dominés par <i>Quercus suber</i> établis sur des sols plus oligotrophes à l'intérieur du domaine mésoméditerranéen de <i>Quercus ilex</i> en Catalogne et dans les contreforts pyrénéens.

Ces unités EUNIS correspondent à l'unité 45.21 (211, 212 et 216) de Corine Biotopes (Bissardon et al., 1997). Les suberaies aquitaines (G2.114) seront quant à elles traitées dans un chapitre ultérieur.

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

Les forêts de Chêne-liège correspondent au type d'habitat 9330 de la Directive « Habitats-Faune-Flore » : « Forêts à *Quercus suber* ». Il regroupe 5 habitats élémentaires, dont quatre sont inclus dans ce chapitre :

- 9330-1 Suberaie mésophile provençale à Cytise de Montpellier ;
- 9330-2 Suberaie provençale thermoxérophile à Genêt à feuilles de lin ;
- 9330-3 Suberaie corse ;
- 9330-4 Suberaie des Pyrénées orientales.

### ■ Classification phytosociologique (Bardat et al., 2004)

- **Classe** : *Quercetea ilicis*
  - **Ordre** : *Quercetalia ilicis*
    - **Alliance** : *Quercion ilicis*
      - **Sous-alliance** : *Quercenion suberis*

### ■ IUCN Habitats classification scheme (Version 3 .1)

Forêt tempérée



## Description

---

Les forêts méditerranéennes de Chêne-liège, ou suberaies, sont inféodées aux roches cristallines et métamorphiques dépourvues de calcaires de l'arc méditerranéen. En France, ces forêts sont essentiellement présentes au sein de quelques massifs de Provence (Mures et Estérel), des Pyrénées-Orientales, de la façade Orientale et du sud de la Corse. Elles sont toujours proches du littoral et caractéristiques de l'étage thermoméditerranéen et de la partie inférieure de l'étage mésoméditerranéen.

### ■ Biote indigène caractéristique

#### Végétation

---

##### Essence dominante

Le Chêne-liège (*Quercus suber* L.) est une espèce méditerranéo-atlantique circonscrite à la Méditerranée Occidentale. Il possède une écorce épaisse et poreuse, à l'origine de son exploitation pour la récolte du liège (Figure 48).

Les levées sont généralement réalisées tous les 12 à 15 ans et, en vue de cette production, le Chêne-liège est préparé à partir d'un âge de 35 ans car seule l'écorce secondaire est valorisable. L'arbre produit ensuite un liège de qualité à partir d'un âge de 70 ans, et ce jusqu'à près de 150 ans.



Figure 48 : Chêne-liège après une levée (© M. Rossi)

##### Espèces associées

Les suberaies provençales sont principalement associées au Genêt de Montpellier (*Genista monspessulana*), arbrisseau caractéristique des sols siliceux méditerranéens. Les suberaies provençales dégradées accueillent quant à elles divers cortèges caractéristiques des milieux ouverts siliceux méditerranéens. À proximité du littoral et dans des conditions plus thermoxérophiles, un type particulier de suberaie provençale associé au Genêt à feuilles de lin (*Genista linifolia*) se développe, où le Chêne-liège se trouve en limite de ses exigences climatiques et hydriques.

La plupart des suberaies présentes sur le piémont des Pyrénées-Orientales ont évolué vers des peuplements plus mélangés où se développent désormais chênes verts (*Quercus ilex*), chênes pubescents (*Quercus pubescens*) et châtaigniers (*Castanea sativa*). La dégradation de ces suberaies amène à un développement plus important des cistaies, ainsi qu'à l'apparition de pelouses à *Poa bulbosa* et de maquis à Bruyère. En Corse, les suberaies sont davantage marquées par les influences anthropiques. Le Chêne-liège s'y régénère pourtant naturellement au sein des formations de maquis de l'étage mésoméditerranéen inférieur.

Les suberaies étant inféodées à des sols non calcaires, la flore qui s'y développe est principalement silicicole (calcifuge) (Tableau 14).

**Tableau 14. Espèces typiques des suberaies selon le type de station et la zone géographique (Bensettiti et al., (Coord), 2001)**

Zone géographique - Station	Provence siliceuse	Piémont des Pyrénées- Orientales	Corse
<b>Fraiche et mésophile</b>	<u>Strate arbustive</u> : Genêt de Montpellier ( <i>Genista monspessulana</i> ), Cytise velu ( <i>Cytisus villosus</i> ) <u>Strate herbacée</u> : Adénocarpe de Toulon ( <i>Adenocarpus telonensis</i> )		
<b>Intermédiaire</b>	<u>Strate arborescente</u> : parfois en mélange avec Pin mésogéen ( <i>Pinus pinaster</i> ) <u>Strate arbustive</u> : bruyères, cistes.	<u>Strate arborescente</u> : en mélange avec le Chêne vert ( <i>Quercus ilex</i> ), Chêne pubescent ( <i>Quercus pubescens</i> ) Châtaignier ( <i>Castanea sativa</i> ) <u>Strate arbustive</u> : genêts, cistes, Arbousier ( <i>Arbutus unedo</i> ), Bruyère arborescente ( <i>Erica arborea</i> ), Calicotome épineux ( <i>Calicotome spinosa</i> )	<u>Strate arborescente</u> : en mélange avec le Frêne à fleurs ( <i>Fraxinus ornus</i> ), Pin mésogéen ( <i>Pinus pinaster</i> ), Cytise velu ( <i>Cytisus villosus</i> ).
<b>Thermophile</b>	<u>Strate arbustive</u> : Arbousier ( <i>Arbutus unedo</i> ), Bruyère arborescente ( <i>Erica arborea</i> )		
<b>Thermo-xérophile</b> (limite des exigences climatiques et hydriques du Chêne-liège, situations littorales ou croupes et versants rocheux en adrets)	<u>Strate arbustive</u> : Genêt à feuilles de lin ( <i>Genista linifolia</i> ) <u>Strate herbacée</u> : Adénocarpe de Toulon ( <i>Adenocarpus telonensis</i> )		
<b>Sur affleurements rocheux</b>	<u>Strate arbustive</u> : maquis à bruyères ( <i>Erica scoparia</i> ; <i>Erica arborea</i> ), cistaies ( <i>Cistus salvifolius</i> ), fruticées ( <i>Cytisus spinosus</i> ) <u>Strate herbacée</u> : pelouses à Brachypodium	Développement plus important des cistaies, apparition de pelouses à <i>Poa bulbosa</i> et de maquis à bruyère ( <i>Erica arborea</i> )	

## Faune

Les suberaies provençales et corses représentent l'habitat naturel de prédilection de la tortue d'Hermann (*Testudo hermannii*). Il s'agit de l'unique tortue terrestre endémique de France métropolitaine. Menacée, elle ne subsiste plus que dans le massif des Maures et en Corse. Elle est évaluée *Vulnérable (VU)* sur la Liste rouge des espèces menacées en France (UICN France et al., 2009).

Les peuplements de chênes-lièges matures recèlent quant à eux une faune spécifique, inféodées au bois mort ou aux micro-habitats des gros arbres vivants ou sénescents comme les pics (vert, épeiche et épeichette), les rapaces nocturnes (Chouettes chevêche, hulotte ou effraie) ou les chauves-souris (Noctule de Leiser, Oreillard gris, Murin de Natterer, Murin à oreilles échanquées, Murin de Beichstein, Pipistrelles pygmée et commune) (Figure 49).

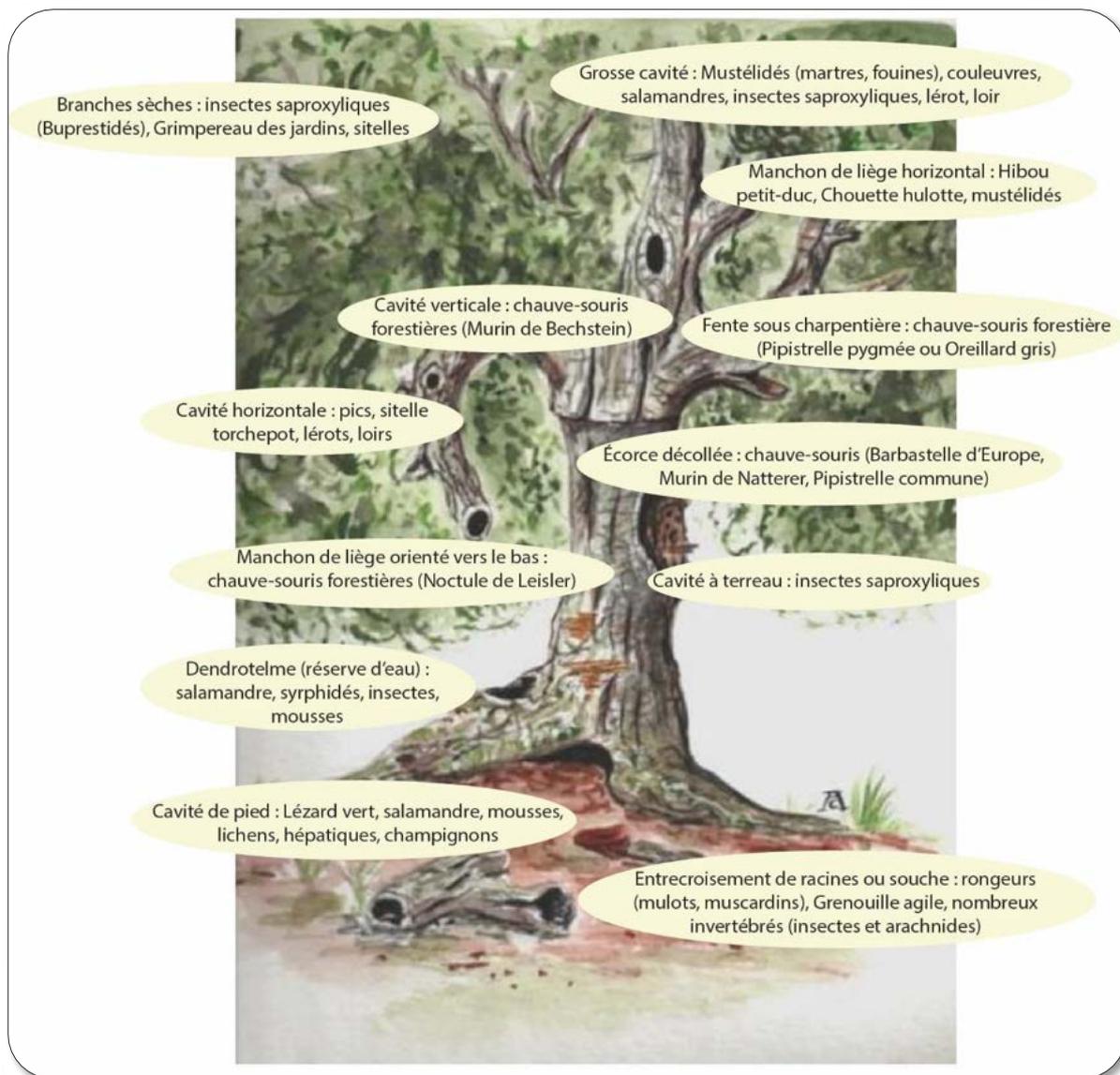


Figure 49 : Biodiversité associée aux vieux chênes-lièges (© A. Catard/CEN-PACA, d'après Luigi, non publié)

## ■ Milieu physique

### Bioclimat

Les forêts de Chêne-liège sont des formations forestières zonales, liées à un climat méditerranéen particulièrement modéré (Amandier, 2002). Elles requièrent des hivers doux et une sécheresse estivale tamponnée par une certaine humidité atmosphérique. En région méditerranéenne française, la suberaie est ainsi caractéristique des bioclimats subhumide et humide de l'étage thermoméditerranéen, proche du littoral, et de la partie inférieure de l'étage mésoméditerranéen, à moins de 600 m d'altitude et sous influences littorales. Cette zone méditerranéenne se caractérise par un bilan hydrique favorable (+/- 900 mm), une période sèche de 2 à 3 mois et une température moyenne annuelle de l'ordre de 14°C.

Les suberaies corses reçoivent moins de précipitations (650-700 mm), tout comme celles des Pyrénées-Orientales (600-800 mm), mais bénéficient de meilleurs sols (Rameau *et al.*, 2008).

## Type de sol

Le Chêne-liège étant une espèce calcifuge stricte : il est inféodé aux substrats siliceux ou acides. En France, les suberaies se trouvent sur des altérites siliceuses (Provence), des schistes métamorphisés ou des granites (Pyrénées-Orientales, Corse) ayant donné des rankers et des sols bruns. Le Chêne-liège s'accommode plutôt de sols superficiels, peu fertiles et à texture sableuse (Bensettiti *et al.*, (Coord), 2001).

## Histoire et ancienneté

La plupart des suberaies du piémont des Pyrénées-Orientales sont issues de plantations historiques, liées notamment au boisement d'anciens coteaux viticoles dévastés par l'épidémie de phylloxéra des années 1880, ainsi qu'à la présence de nombreuses unités de transformation du liège (bouchonnerie).

Certaines suberaies méditerranéennes peuvent cependant être caractérisées comme « anciennes » car elles n'ont pas fait l'objet de déboisement au cours de l'histoire contemporaine et il n'y a pas eu de rupture de l'état boisé depuis au moins 250 ans (attesté par la carte de Cassini datant d'environ 1750) (Figure 50). Si le liège seul est prélevé, ces forêts anciennes sont également composées de peuplements matures.



Figure 50 : Vieille suberaie (Massif des Maures)  
(© M. Rossi)

## ■ Processus et interactions clés

### Dynamique de la végétation

Le Chêne-liège présente un couvert assez léger mais il est très longévif. Capable de se développer dans des conditions de semi-ombrage tel que celui procuré par un couvert de pins, sa régénération reste cependant conditionnée à la densité du couvert du sous-bois, qui doit être favorable à sa germination ou à sa repousse à partir de drageons ou de rejets de souches puis à son développement jusqu'à ce que le haut du jeune chêne dépasse le maquis.

Le feu est un élément naturel clé de la dynamique des forêts méditerranéennes mais il contribue particulièrement à maintenir la suberaie dans le paysage méditerranéen, malgré son origine anthropique. En effet, le Chêne-liège comme les arbustes qui l'accompagnent peuvent rejeter de souche très rapidement après le passage du feu grâce aux réserves contenues dans une excroissance du pivot racinaire, située juste sous le collet (le lignotuber). Si le liège n'a pas été récolté, une suberaie peut ainsi se reconstituer en moins de 4 ans après un incendie et retrouver son état initial après 6 à 18 ans seulement, selon la densité du peuplement. La plupart des paramètres modifiés par le feu récupéreraient quantitativement leurs valeurs initiales au bout de 15 à 25 ans, 50 ans pour leurs aspects qualitatifs. L'avifaune de la suberaie, composée d'espèces à la fois forestières, de milieux ouverts et de maquis, semble quant à elle se reconstituer plus rapidement encore que la structure végétale (Jacquet et Prodon, 2007).

Par comparaison, il faut près de 50 ans pour que les Chênes vert et pubescent puissent concurrencer directement le Chêne-liège, 100 ans pour que les arbustes caractéristiques du maquis contribuent eux aussi à limiter la régénération du Chêne-liège et plus de 200 ans pour que le Chêne-liège disparaisse des peuplements faute de régénération (Vennetier *et al.*, 2008). Cette résilience de la suberaie aux incendies est ainsi fonction de la récurrence des passages du feu.

### Dynamique spatiale

Bien qu'autochtone en région méditerranéenne, la suberaie pure n'est pas une formation forestière que l'on puisse qualifier de « climacique » en France. Le Chêne-liège peut cependant coloniser spontanément des terrains agricoles en déprise situés en lisière de ses peuplements, et seules quelques formations forestières sur crêtes rocheuses de la bande littorale et de la plaine des Maures sont spontanément dominées par le Chêne-liège car il y est peu concurrencé (Catard, comm. pers.). Les suberaies françaises sont en effet issues de pratiques anthropiques ayant favorisé la dominance du Chêne-liège, notamment par semis, plantation et lutte contre les espèces concurrentes, en particulier depuis le XVIII<sup>ème</sup> siècle en accompagnement du développement de l'industrie du bouchon et des activités pastorales.

## Maturité et structure

Les suberaies actuelles montrent un large déficit en jeunes arbres par défaut de régénération, du fait de la compétition accrue avec les autres essences ligneuses (Figure 51).

Les chênes-lièges vieillissants sont, de plus, davantage sensibles aux sécheresses et au stress induit par la récolte du liège : les ravageurs profitent de cette vulnérabilité et d'importants dépérissements ont pu être observés dans les massifs des Maures et de l'Esterel, accélérant encore le passage vers d'autres types de peuplements (Amandier, 2011).

Les peuplements de chênes-lièges sont pourtant en France relativement jeunes. Dans le Var, 55 % des suberaies ont en effet moins de 80 ans et seules 10 % ont plus de 120 ans (Luigi, non publié). La longévité du Chêne-liège est quant à elle estimée à au moins 300 ans (Rameau *et al.*, 2008).

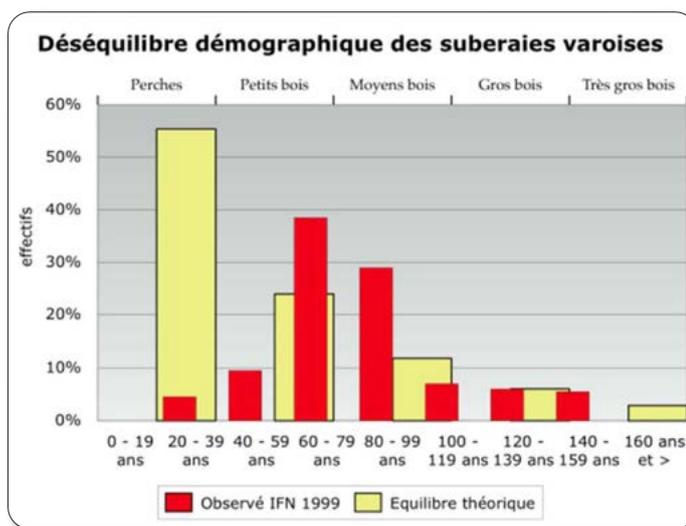


Figure 51 : Déséquilibre démographique des suberaies varoises (d'après IFN, 1999 in Amandier, 2011)

Les peuplements matures de chênes-lièges (> 150 ans, suivant la définition de Rossi et Vallauri, 2013) sont plutôt rares dans l'écorégion méditerranéenne française et seules 2 à 3 stations sont actuellement connues en Corse. C'est état de fait est lié au passage répété d'incendies, principal facteur de rajeunissement des suberaies.

Il existe très peu de taillis de chênes-lièges, contrairement aux autres espèces de chênes méditerranéens exploités pour leur bois, car la suberaie est principalement exploitée pour son liège. Les suberaies françaises présentent cependant une structure simplifiée liée à la densité, à la composition et au traitement d'un peuplement à vocation de production. La structure des suberaies est également variable selon l'intensité de l'exploitation ou, au contraire, l'abandon de la gestion anthropique au cours des dernières décennies. En effet, la strate arborescente de la suberaie est relativement éparse lorsque la forêt est exploitée mais devient plus recouvrante à mesure que la suberaie est laissée en libre évolution. Les suberaies non gérées depuis plusieurs décennies présentent alors des faciès plus irréguliers. Le mélange d'essences est aussi très courant, ce qui favorise une certaine irrégularité dans la structure des forêts (stratification verticale et étalement des diamètres) (Luigi, non publié).

Par ailleurs, la structure des peuplements de chênes-lièges provençaux a subi une très forte évolution depuis la quasi-disparition du Pin maritime dans les années 1960-70, du fait des attaques de la cochenille *Matsucoccus Feytaudi*. Dans une proportion importante de ces massifs, le Chêne-liège était auparavant en mélange et souvent en sous-étage d'un peuplement dominant de pins maritimes (Vennetier, comm. pers.).

La Figure 52 présente de manière schématique le fonctionnement global de l'écosystème, ainsi que l'impact des principales menaces identifiées ci-après.

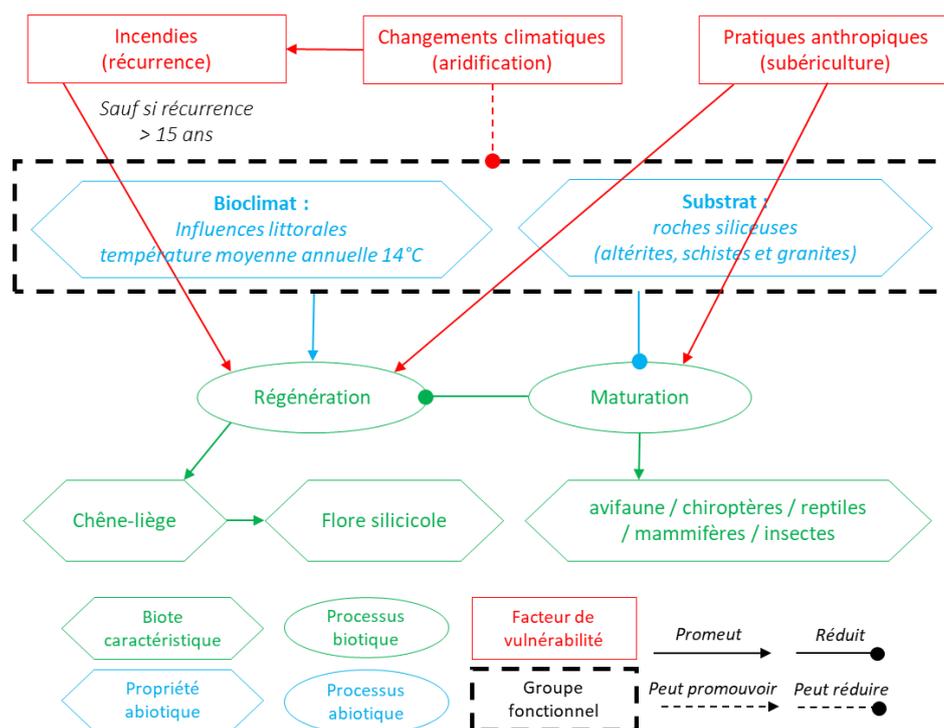


Figure 52 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées

## ■ Facteurs de vulnérabilité

### Dynamique successionnelle

Les suberaies méditerranéennes française étaient historiquement gérées en futaie « jardin », sortes de vergers où était maintenu un faible taux de recouvrement (autour de 60 %) afin de faciliter la régénération par germination du Chêne-liège. En Provence, le mélange avec le Pin maritime dont étaient également tirés d'importants revenus (résine et bois), était favorisé. Cette gestion a permis de laisser cohabiter des individus d'âges différents et a introduit une forte hétérogénéité des conditions d'éclairage du sol. Une flore ligneuse arbustive typique du maquis, comprenant à la fois des espèces sciaphiles et héliophiles, a alors pu se développer.

L'abandon de la gestion d'un certain nombre de ces suberaies, en lien avec la concurrence des marchés internationaux dans la production de liège, a alors remis le Chêne-liège en compétition directe avec ces espèces arbustives de sous-bois, ainsi que plus globalement avec les autres essences ligneuses méditerranéennes. Cette végétation plus compétitive contribue à la fermeture progressive du couvert végétal et limite fortement la régénération du Chêne-liège, héliophile. Le Chêne vert (surtout en Corse) et le Chêne pubescent (dans les Maures notamment) parviennent quant à eux à se régénérer efficacement sous ombrage et finissent par dominer le peuplement. À long terme, leur recouvrement plus important élimine le Chêne-liège et sa flore héliophile associée au profit des espèces typiques des chênaies vertes ou des chênaies pubescentes (Amandier, 2002 ; Brun, 2014).

### Incendies

Le feu joue un rôle important dans la dynamique des suberaies méditerranéennes : en éliminant temporairement la végétation concurrente (pins, chênes verts, chêne pubescents), il favorise le développement du Chêne-liège. D'après Jacquet et Prodon (2007), la suberaie est la formation forestière d'Europe la plus résiliente au feu. Pourtant, sa végétation hautement inflammable et son implantation en massifs faiblement fragmentés favorisent la propagation des feux de forêts (Bertrand, 2007). La capacité de résilience de la suberaie dépend cependant de la fréquence des feux. Ainsi, une fréquence d'incendie supérieure à un feu tous les 25 à 50 ans altère le stock de matière organique du sol, limité aux premiers centimètres (0-5cm) (Guénon *et al.*, 2011 ; Venetier *et al.*, 2008). Une vingtaine d'années sont également nécessaires à la reconstruction totale des communautés de la microfaune du sol (Prodon *et al.*, 1989).

À partir d'une fréquence de 4 feux en 50 ans (soit 1 incendie tous les 15 ans), la suberaie dépérit fortement par la diminution drastique des semis de chênes-lièges. À une telle fréquence d'incendies, le sol se dégrade de façon irréversible et contribue à limiter la croissance du Chêne-liège et sa germination. Le nombre d'individus diminue alors après chaque passage du feu (Pausas *et al.*, 2006 ; Bertrand, 2007 ; Vennetier *et al.*, 2008). L'ouverture des peuplements provoquée par les passages récurrents du feu favorise de plus le développement du maquis, dont l'ombrage limite également la germination du Chêne-liège.

Le massif des Maures est décrit comme le massif forestier subissant les fréquences d'incendies les plus élevées en France (Bertrand, 2007).

Faivre (2011) estime que près de 50 % des peuplements forestiers des massifs des Maures et de l'Esterel ont subi le passage d'incendies entre 1960 et 2008. La récurrence d'incendies est ainsi estimée à 21,6 ans au sein de ces massifs, soit une fréquence moyenne globale de 1,5 feu sur cette période (fréquences allant de 1 à 6) (Figure 53). Ce seuil est relativement proche de la fréquence limite entraînant l'effondrement de l'écosystème (15 ans).

La Corse est quant à elle la région française la plus touchée par les incendies, bien que leur nombre diminue considérablement depuis la fin des années 1990. Seuls 15 % des suberaies corses auraient cependant été confrontées à au moins un incendie au cours des 50 dernières années (Panaïotis, comm. pers.).

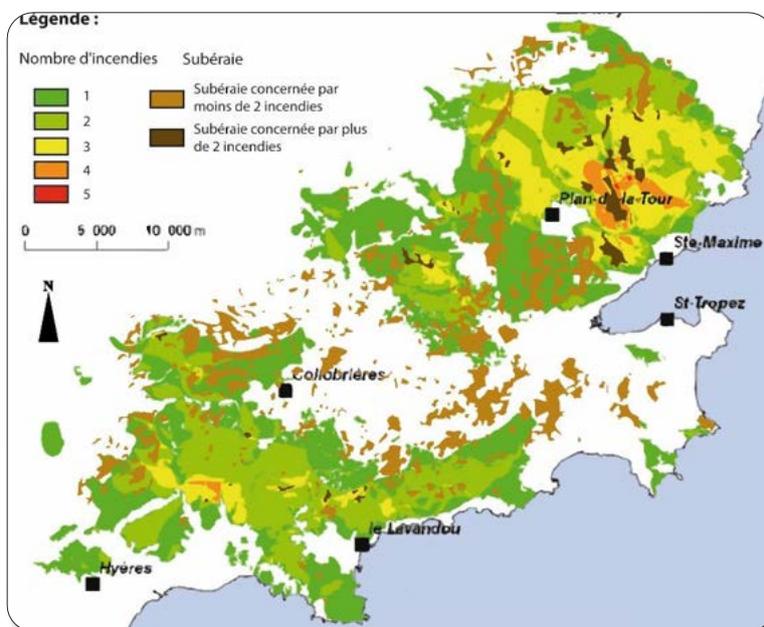


Figure 53 : Suberaies du Var et zones incendiées entre 1959 et 2006 (d'après Bertrand, 2007)

## Changements climatiques

Certaines suberaies, bien qu'adaptées aux périodes de sécheresse, pourraient se trouver en limite de résistance dans un avenir proche. Après la canicule de 2003 et les années sèches qui ont suivi (2004-2007), d'importants dépérissements de chênes-lièges ont en effet été constatés dans les Maures, sur des sols moyens à superficiels : ces dépérissements ont concerné des versants entiers et ont affecté 10 à 20 % des chênes-lièges à l'échelle du massif. Dans certains secteurs, plus de 70 % des arbres se sont entièrement desséchés sur pied et seule une partie d'entre eux ont ensuite rejeté de souche (Vennetier *et al.*, 2008). La mortalité a été d'autant plus forte dans le massif des Maures que la fréquence des incendies y avait été élevée au cours des 50 années précédentes. Par ailleurs, la récurrence des sécheresses (2003-2007) a rendu le Chêne-liège beaucoup plus sensible au feu : près de 70 % des individus brûlés durant l'année 2007 n'ont pas rejeté de souche. Ces arbres brûlés représentaient déjà plus de 30 % des arbres du massif. C'est alors davantage l'interaction des feux et des sécheresses répétées qui menacerait les suberaies françaises que le feu et la sécheresse séparément.

Le dépérissement des suberaies constaté sur les sols moyens et superficiels du massif des Maures serait aussi en partie lié à la disparition du Pin maritime, suite aux attaques de la cochenille, lequel constituait un abri partiel qui protégeait le Chêne-liège. Cette association Pin maritime-Chêne-liège avait en effet permis l'extension du Chêne-liège au-delà de ses limites écologiques naturelles. La recrudescence d'événements climatiques intenses amplifierait alors ces phénomènes de dépérissement, en particulier sur des sols squelettiques et très xériques (dalles de grès, croupe de quartzite, etc.). Les changements climatiques en cours sont également susceptibles de modifier les cycles biologiques des pathogènes du Chêne-liège, notamment des insectes défoliateurs, renforçant le rôle de ces pathogènes dans les phénomènes de dépérissement (Ben Jamâa, 2010).

## Gestion et exploitation

D'autres facteurs affectent les suberaies et concourent notamment à diminuer leur résilience face aux incendies. Les blessures d'exploitation en particulier affectent la capacité de résistance des chênes-lièges aux incendies et sont paradoxalement dues à la régression de l'exploitation du liège.

Cette régression a en effet provoqué la perte d'un savoir-faire local : depuis les années 1990, les levées de mauvaise qualité réalisées par du personnel peu ou pas qualifié occasionnent des blessures plus ou moins importantes sur les arbres.

Les machines utilisées pour la mise en place des pare-feux (DFCI) blessent également régulièrement les collets et les bases des troncs, tout comme le travail mécanique des sols au sein de ces pare-feux, réalisé par des broyeurs à marteau jusqu'à 10 cm de profondeur et qui déstructurent les sols au ras des chênes-lièges et élimine la fonge et la microflore essentielle au bon fonctionnement mycorhizien de l'écosystème. Dans la plaine des Maures, de nombreux arbres dépérissent à tel point que, dans certains secteurs, il ne subsiste que quelques sujets épars au sein des pare-feux. Des solutions techniques sont d'ores et déjà proposées aux maîtres d'ouvrage des travaux de DFCI, notamment par les gestionnaires de la Réserve Naturelle Nationale de la Plaine des Maures. Ces solutions consistent par exemple à garder un îlot de végétation au pied des chênes, afin de garder une fraîcheur relative du sol, de préserver le potentiel mycorhizien et de ralentir, voire de stopper leur dépérissement (homéostasie) (Guicheteau, comm. pers.).

La dégradation de l'état phytosanitaire des chênes-lièges accélère *in fine* l'abandon de la subériculture de par la baisse de la qualité du liège disponible.

## Pathogènes et ravageurs

---

La suberaie est affectée par un certain nombre de parasites, en particulier des champignons et des insectes, qui peuvent savoir un impact significatif sur l'état sanitaire des peuplements de chênes-lièges. Cependant, l'activité de la plupart de ces parasites n'a qu'une faible incidence sur le fonctionnement de l'écosystème et seul un déséquilibre ou un stress important pourrait être à l'origine d'une attaque significative, résultat d'une combinaison de plusieurs facteurs défavorables (Institut Méditerranéen du Liège, 2006).

- Le Bombyx disparate (*Lymantria dispar*) est un des principaux ravageurs du Chêne-liège. Des surfaces importantes ont été affectées en Corse en 2002, ainsi que plus de 3 000 ha dans le Var en 2009 et 4 000 ha en 2010. La chenille de ce papillon est responsable de défoliations souvent totales et tardives (jusqu'en juillet), facteur déclenchant d'importants dépérissements ultérieurs (Boutte, comm. pers.).
- L'insecte *Platypus cylindrus* a la particularité de cultiver un champignon (*Ambrosia*) pour nourrir ses larves. Il est surtout présent dans le massif des Maures et s'attaque principalement aux individus déjà affaiblis, notamment les arbres dont le liège a été récolté (Institut Méditerranéen du Liège, 2006) ou situés au sein des pare-feux et dont le sol et les racines de surface ont été broyées.
- Le ver du liège (*Coroebus undatus*), bien qu'il ne cause pas la mort des arbres, est le principal insecte dépréciateur du liège. Sa larve creuse des galeries entre le liber et le liège et se retrouvent ensuite dans l'épaisseur de l'écorce, la rendant impropre à la fabrication de bouchons. Les galeries causent également des zones d'adhérence entre le liège et la « mère » (couches d'assises génératrices situées entre le bois et le liège) qui peuvent être sources d'arrachages lors de la récolte. Le ver du liège est considéré comme absent en Corse.
- L'Oomycète racinaire (*Phytophthora cinnamomi*) est identifié en Espagne et au Portugal comme étant une des principales causes de dépérissement et/ou de mortalité des chênes-lièges, et notamment du phénomène de mort subite appelé « seca » (Sanchez *et al.*, 2006 ; Tapias *et al.*, 2014). Encore peu étudié en France, il convient d'être vigilant quant au développement de *Phytophthora cinnamomi* dans les suberaies françaises, notamment dans les sols hydromorphes ou avec une texture argileuse
- Le Charbon de la mère (*Biscogniauxia mediterranea*) et le Chancre à diplodia (*Diplodia corticola*) sont également des pathogènes du tronc et des rameaux à surveiller, notamment après les incendies. Ils traduisent généralement un état de faiblesse des suberaies concernées (Boutte, comm. pers.).



## Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015)

### ■ Critère A : Réduction de la distribution spatiale

#### A.1 : Réduction au cours des 50 dernières années

---

En dépit de la forte pression d'urbanisation sur les régions littorales, de la fréquence élevée d'incendies et de la régression de la subéraiculture, les suberaies méditerranéennes françaises ne semblent pas avoir régressé de manière considérable au cours des 50 dernières années (Salazar Sampaio, 1988 ; Piazzetta, 2005 ; Institut Méditerranéen du Liège, 2015). On constate cependant un embroussaillage des peuplements et une compétition accrue avec les autres chênes méditerranéens, sans que l'écosystème n'ait encore profondément régressé.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

#### A.2a : Réduction estimée au cours des 50 prochaines années

---

Avec les changements climatiques en cours, l'aire climatique favorable au Chêne-liège pourrait s'étendre vers l'arrière-pays méditerranéen, en France continentale. Cependant, la Provence cristalline comme le piémont pyrénéen sont géologiquement isolés et est ceinturés de calcaires : une progression naturelle du Chêne-liège vers le nord suivant l'évolution du climat serait alors fortement contrainte, voire impossible. Malgré la dégradation constatée des suberaies du fait de leur abandon, nous ne disposons pas de données suffisantes pour pouvoir estimer l'évolution de la distribution des suberaies françaises au cours des 50 prochaines années, d'autant plus que cette évolution dépendra largement de l'influence anthropique.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

#### A.2b : Réduction estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

Deux dynamiques contradictoires sont observées au sein des suberaies méditerranéennes : d'une part, le Chêne-liège colonise des terrains agricoles abandonnés, en lisière des suberaies de faible altitude ; d'autre part de nombreux peuplements évoluent vers des yeuseraies ou des chênaies pubescentes, notamment ceux issues de plantations réalisées à la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle sur d'anciennes terrasses viticoles à plus de 400 m d'altitude. Le Chêne-liège y retrouve alors son rôle d'essence héliophile accompagnatrice, en se maintenant en lisière, sur les crêtes ou à la faveur des incendies.

Bien que les suberaies méditerranéennes n'aient pas fortement régressé au cours des 50 dernières années, la tendance récente à leur embroussaillage, ainsi qu'au dépérissement et à la substitution du Chêne-liège comme essence dominante permet d'estimer qu'à court terme, près de 30 % de cet écosystème est susceptible d'évoluer vers d'autres écosystèmes forestiers. De plus, une partie des suberaies méditerranéennes, souvent proches du littoral, ont été dessouchées au profit du développement urbain et péri-urbain et subissent toujours une forte pression urbanistique.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Quasi-Menacé (NT).**

#### A.3 : Réduction depuis une référence historique (≈1750)

---

Il existe une riche bibliographie consacrée à l'histoire de l'exploitation du liège (Natividade, 1956 ; Pouillaude, 1957 ; Normandin, 1979). Plusieurs études retracent l'évolution de la superficie des suberaies productives françaises depuis la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle, bien que la définition de la suberaie ait pu varier selon les auteurs (Belhocine, 2013). Ainsi, la répartition maximale de la suberaie productive française est estimée à 206 000 ha, à une date antérieure à 1885 (Institut Méditerranéen du Liège, 2015).

En France, en région méditerranéenne mais surtout en région Aquitaine, les forêts de Chêne-liège productives et exploitées auraient considérablement régressé, passant de près de 160 000 ha en 1885 (dont 5 000 ha en Lot et Garonne) à moins de 100 000 ha après 1977. La région Aquitaine ne comptabiliserait aujourd'hui que 2 327 ha de suberaies, en faible densité et pour la plupart sous un couvert de Pin maritime. En prenant pour référence la superficie des suberaies françaises en 1885, la régression historique des suberaies méditerranéennes productives serait ainsi proche de 50 %.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Quasi-Menacé (NT).**

**L'écosystème « Suberaies méditerranéennes » est évalué Quasi-Menacé (NT) selon le critère A.**

## ■ Critère B : Distribution spatiale restreinte

### B.1 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>)

---

D'après les relevés de point de présence des chênes-lièges en région méditerranéenne française, la zone d'occurrence des suberaies méditerranéennes présente une superficie d'environ 87 000 km<sup>2</sup> et englobe plusieurs entités disjointes réparties entre la Provence, les Pyrénées-Orientales, et la Corse (Figure 54). Cette valeur est supérieure au seuil du critère B1 (max 50 000 km<sup>2</sup>).

### B.2 : Zone d'occupation (maille 10x10 km)

---

La zone d'occupation de l'écosystème est quant à elle d'environ 70 mailles de 10x10 km, supérieure au seuil de 50 mailles de 10x10 km du critère B2 (Figure 54).

### B.3 : nombre de localités

---

Le nombre de localités est supérieur à 5.

## Déclin continu ou menace imminente

---

Une large proportion des suberaies méditerranéennes présentent un déclin continu de leur superficie et de l'intégrité de leurs interactions biotiques, du fait de leur abandon. Cependant, les valeurs de zone d'occurrence, de zone d'occupation et de localités se trouvent au-dessus des seuils de vulnérabilité retenus pour les sous-critères B1, B2 et B3.

**L'écosystème « Suberaies méditerranéennes » est évalué Préoccupation-Mineure (LC) selon le critère B.**

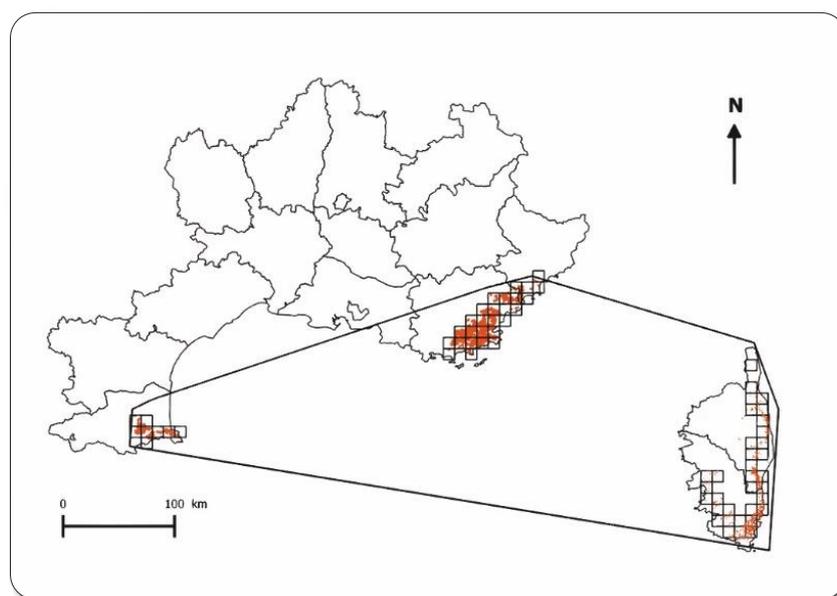


Figure 54 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) des suberaies méditerranéennes en France métropolitaine

## ■ Critère C : Dégradation de l'environnement abiotique

### C.1 Modification d'une variable abiotique au cours des 50 dernières années

---

Les incendies de forêts ont fortement frappé les massifs subéricoles méditerranéens au cours des 50 dernières années (1976 dans les Pyrénées-Orientales, 2003 dans le Var), parfois de façon récurrente. La fréquence d'incendies des suberaies est par exemple d'environ 20 ans en Provence, dont les massifs forestiers des Maure et de l'Estérel regroupent plus de 50 % des suberaies méditerranéennes françaises. En Corse, la fréquence d'incendies à l'échelle de l'île est d'environ 90 ans mais seules 15 % des suberaies corses auraient été confrontées à au moins un incendie au cours des 50 dernières années.

Sachant qu'une fréquence d'incendie supérieure à 15 ans entraîne l'effondrement de la suberaie, la sévérité relative de la menace incendie dans les massifs provençaux au cours des 50 dernières années peut être estimée comme comprise entre 50 et 80 % (67 %). On constate cependant à l'échelle du massif, et même si beaucoup de suberaies ont été incendiées au moins une fois, que seule une faible proportion a été incendiées plus de 2 fois au cours des 50 dernières années. Près de 50 % de l'écosystème « Suberaies méditerranéennes » a ainsi été confronté à une menace d'une sévérité relative comprise entre 50 % et 80 % au cours des 50 dernières années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Vulnérable (VU).**

### C.2a Modification d'une variable abiotique estimée au cours des 50 prochaines années

---

Les changements climatiques en cours auront probablement des effets négatifs sur les suberaies méditerranéennes. En effet, le dépérissement actuellement constaté de nombreux chênes-lièges laisse présager que certaines suberaies pourraient se trouver en limite de résistance dans un avenir proche, du fait de la récurrence des sécheresses. Les changements climatiques vont également accentuer la menace incendie, l'aridification du climat méditerranéen entraînant un allongement de la saison propice aux feux de forêts. C'est alors l'interaction des feux et des sécheresses répétées qui représente une menace pour les suberaies méditerranéennes françaises. Nous ne pouvons cependant pas estimer cette évolution, qui dépend également d'actions anthropiques.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### C.2b Modification d'une variable abiotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

L'importance des incendies étant fortement variable d'une année à l'autre en région méditerranéenne, l'évolution de leur récurrence ne peut être estimée à court terme sur une période de 50 ans incluant également le passé et le présent.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### C.3 Modification d'une variable abiotique depuis une référence historique ( $\approx 1750$ )

---

Les plus anciennes données fiables disponibles concernant les incendies datent de 1973. Cependant, la fréquence des incendies en région méditerranéenne française a fortement baissé depuis le début des années 1970 et la mise en place de politiques DFCI.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

**L'écosystème « Suberaies méditerranéennes » est évalué Vulnérable (VU) selon le critère C.**

## ■ Critère D : Perturbation des processus et interactions biotiques

### D.1 Modification d'une variable biotique au cours des 50 dernières années

---

Les suberaies qui ne sont plus gérées pour la production de liège évoluent de manière spontanée vers d'autres peuplements forestiers, notamment des chênaies pubescentes ou des chênaies vertes. Ainsi, en Corse, plus de 50 % des suberaies ont été abandonnées au cours des 50 dernières années et, bien qu'une régénération du Chêne-liège soit observée au sein d'un maquis évoluant en formations forestières, cela ne compense pas l'étendue des suberaies colonisées par le Chêne vert. Au sein des massifs provençaux, de nombreux peuplements de chênes-lièges qui ont été historiquement étendus à des stations leur étant défavorables, à la faveur d'un couvert de pins maritimes aujourd'hui disparu suite aux attaques de la Cochenille, montrent de forts signes de dépérissement depuis quelques années. Enfin, les suberaies plantées à la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle sur d'anciennes terrasses viticoles du Piémont pyrénéen ont évolué vers des peuplements mélangés au cours des dernières décennies, où le Chêne-liège retrouve un rôle d'essence accompagnatrice.

La dynamique naturelle de la végétation est le principal processus pouvant conduire à l'effondrement des suberaies méditerranéennes en France. D'après les experts consultés, nous pouvons estimer que plus de 50 % de cet écosystème est confronté à ce phénomène d'abandon depuis 50 ans, et que la sévérité relative des changements d'ordre biotique que cela implique (composition floristique en particulier) est comprise entre 50 et 80 %.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Vulnérable (VU).**

## D.2a Modification d'une variable biotique estimée au cours des 50 prochaines années

---

On constate actuellement un regain d'intérêt patrimonial en faveur de la production de liège, ainsi qu'une prise de conscience de l'intérêt écologique de la suberaie. La valorisation du liège pour la production de bouchons, qui possède la plus grande plus-value, requiert alors une lutte contre l'embroussaillage et la concurrence naturelle par les autres essences méditerranéennes pour garantir une bonne qualité du liège. Toutefois, la progression des autres essences climaciques (Chêne vert et Chêne pubescent) est rapide, tout comme la dégradation de et l'état sanitaire des suberaies. De plus, si l'intérêt public et politique se révèle croissant, la diminution de la qualité du liège et son remplacement industriel par les bouchons en silicone contribuent toujours à la disparition de l'activité subéricole en France.

Les données disponibles ne permettent pas de préjuger de la superficie de l'écosystème qui sera à nouveau entretenue ou condamnée à l'effondrement. L'impact des changements climatiques sur les cycles biologiques des pathogènes du chêne-liège doit également être considéré, même si les données disponibles sont insuffisantes pour procéder à une quantification.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

## D.2b Modification d'une variable biotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

Les études consacrées aux suberaies méditerranéennes montrent que le phénomène d'abandon s'est accéléré au cours des deux dernières décennies. Cependant, le regain d'intérêt face au liège ainsi qu'à la biodiversité de la suberaie fait qu'il n'est pas possible de prévoir l'évolution à court terme de cet écosystème tant elle dépend de l'action anthropique.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

## D.3 Modification d'une variable biotique depuis une référence historique (≈1750)

---

Les suberaies étaient plus étendues par le passé et les levées de liège causaient probablement moins de blessures aux arbres, du fait d'un savoir-faire bien ancré. Les suberaies étant alors gérées, la concurrence des autres espèces arborescentes était maîtrisée et bien moins importante. Ce n'est qu'au cours des dernières décennies que la dégradation des suberaies méditerranéennes est intervenue dans de telles proportions.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

**L'écosystème « Suberaies méditerranéennes » est évalué Vulnérable (VU) selon le critère D.**

### ■ 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-liège à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne française, qui soit capable de prendre en compte l'ensemble des facteurs pouvant conduire à cet effondrement.

**L'écosystème « Suberaies méditerranéennes » est évalué Données-Insuffisantes (DD) selon le critère E.**

## ■ Bilan de l'évaluation des suberaies méditerranéennes en France

Critère	Sous-critère	Statut
<b>A : Réduction de la distribution spatiale</b>	A.1 : 50 dernières années	LC
	A.2a : 50 prochaines années	DD
	A.2b : 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	NT
	A.3 : Depuis une référence historique (≈1750)	NT
<b>B : Distribution spatiale restreinte</b>	B1. Zone d'occurrence	LC
	B2. Zone d'occupation	LC
	B3. Nombre de localités	LC
<b>C : Dégradation de l'environnement abiotique</b>	C.1 50 dernières années	VU
	C.2a 50 prochaines années	DD
	C.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	C.3 Depuis une référence historique (≈1750)	LC
<b>D : Perturbation des processus et interactions biotiques</b>	D.1 50 dernières années	VU
	D.2a 50 prochaines années	DD
	D.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	D.3 Depuis une référence historique (≈1750)	LC
<b>E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème</b>		DD
<b>Statut de l'écosystème</b>		<b>VU</b>

## ■ Fiabilité de l'évaluation

Bonne (données de superficie partiellement disponibles auprès de l'IGN, nombreuses sources bibliographiques et dires d'experts).

## ■ Évaluateur

Comité français de l'UICN (Magali Rossi, Aurélien Carré)



## Bilan et interprétation de l'évaluation

Les suberaies méditerranéennes ne constituent pas une formation « climacique » en France mais des peuplements historiquement favorisés, voire plantés par l'homme. Ces forêts présentent ainsi une structure simplifiée liée à la densité, à la composition et au traitement anthropique d'un écosystème à vocation de production, mais présentent néanmoins un fort intérêt écologique, autant pour leur faune diversifiée que pour leur flore calcicole peu répandue sur le pourtour méditerranéen. Or, les peuplements de chênes-lièges qui ne sont plus gérés évoluent vers des peuplements mélangés, plus recouvrant et comprenant des faciès plus irréguliers dont les caractéristiques biotiques sont totalement différentes.

Depuis la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle, un certain nombre de suberaies méditerranéennes ont été abandonnées et le Chêne-liège s'y retrouve désormais en compétition avec les autres essences ligneuses méditerranéennes et retrouve sa place d'essence accompagnatrice et de lisière. Cette dynamique est probablement le principal processus pouvant conduire à l'effondrement des suberaies méditerranéennes en France. L'évaluation réalisée révèle cependant d'autres facteurs de vulnérabilité, notamment d'ordre climatique. En effet, même si la suberaie est un écosystème adapté à subir des périodes de sécheresse, certains peuplements pourraient se trouver en limite de résistance dans un avenir proche. Les substrats cristallins auxquels ces peuplements sont inféodés sont de plus isolés au sein de l'écocorégion méditerranéenne, contraignant quasiment toute possibilité de déplacement de l'aire de distribution du Chêne-liège. Les suberaies méditerranéennes sont aussi largement confrontées aux incendies, notamment dans le massif des Maures où près de la moitié des suberaies ont été incendiées au cours des 50 dernières années. Surtout, c'est l'interaction entre les incendies et les épisodes de sécheresse, tous deux amenés à devenir plus fréquents, qui menace les suberaies méditerranéennes.

L'écosystème « Suberaies méditerranéennes » apparaît Vulnérable (VU) en France, selon la méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN. Plus de la moitié des suberaies méditerranéennes se situe en effet dans le massif des Maures, alors que ce massif a subi au cours des 50 dernières années les fréquences d'incendies les plus élevées en France et qu'elles risquent d'être aussi élevées au cours des 50 prochaines années. La moitié des suberaies méditerranéennes sont également aujourd'hui à l'état d'abandon et évoluent vers des peuplements forestiers bien différents. Seule une action anthropique forte en faveur de l'exploitation du liège et de l'entretien de la suberaie pourrait inverser cette tendance.



## Références

- Amandier, 2002.** *La suberaie : biodiversité et paysage*, 6p.
- Amandier, 2011.** *La suberaie des Maures : passé, présent, avenir, Présentation*, CRPF-PACA, 37 p.
- Bardat J., Bioret F., Botineau M., Boulet V., Delpech R., Géhu J.-M., Touffet J., 2001.** *Prodrome des végétations de France*, MNHN, 143 p.
- Belhoucine L., 2013.** *Les champignons associés au Platypus cylindrus Fab. (Coleoptera, Curculionidae, Platypodinae) dans un jeune peuplement de chêne-liège de la forêt de M'Sila, Oran (nord-ouest d'Algérie) : Étude particulière de la biologie et de l'épidémiologie de l'insecte*, Université Abou Bakr Belkaid Tlemcen, Algérie, 200p.
- Ben Jamâa M.-L., 2010.** *Analyse du Climat de la suberaie tunisienne et son impact sur les Insectes défoliateurs du chêne-liège*, Présentation, Colloque Vivexpo, 17 et 18 juin 2010, Vivès, 22 p.
- 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, 339 p + 423 p + CD.
- Bertrand, 2007.** *Étude de l'impact du régime d'incendie sur la végétation et le chêne-liège (Quercus suber) en Provence siliceuse : mortalité, capacité de régénération et morphologie*, Mémoire de fin d'étude, AgroParistech, 76 p + annexes.
- Bissardon M., Guibal L., Rameau J.-C., 1997.** *CORINE biotopes. Version originale. Types d'habitats français*, ENGREF, MNHN, 175 p.
- Brun J., 2014.** *La régénération des suberaies varoises*, Mémoire de stage de l'Université Aix-Marseille, 46 p.
- Carcaillet C., Leys B., 2011.** *Une intime relation lie le feu et la forêt corse depuis plus de 11000 ans*, École Pratique des Hautes Études, 5 p.
- Davies C. E., Moss D., O Hill M., 2004.** *Eunis habitat classification revised 2004*, European Environment Agency, 307 p.
- EUFORGEN., 2009.** *Distribution map of cork oak (Quercus suber)*, [www.euforgen.org](http://www.euforgen.org)
- Faivre N., 2011.** *Which pyrodiversity for what biodiversity? A multi-scale comparative study of two Mediterranean ecosystems*, Thèse de Doctorat en Biosciences de l'environnement, Aix-Marseille université.
- Guénon R., Vennetier M., Dupuy N., Ziarelli F., Gros R., 2011.** *Soil organic matter quality and microbial catabolic functions along a gradient of wildfire history in a Mediterranean ecosystem*, Applied Soil Ecology 48 (1), pp 81-93.

- IGN, 2016.** *Elaboration de cartes des peuplements et de cartogramme des espèces dans la zone d'étude de l'arc méditerranéen, statistiques sur la répartition, la quantification et la part de forêts anciennes de Cassini des peuplements étudiés*, Convention UICN-IGN.
- Institut Méditerranéen du Liège, 2006** *Pathologie de la suberaie en France – Ravageurs et maladies du chêne-liège*, Guide technique de Vulgarisation, 23p.
- Institut Méditerranéen du Liège, 2015.** <http://www.institutduliege.com>, Site internet consulté en mai 2015
- Jacquet K., Prodon R., 2007.** *Résilience comparée des peuplements de chêne vert et de chêne-liège après incendie*, Revue Forestière Française, Tome LIX, Vol.1, pp 31-44.
- Keith D. A., Rodriguez J. P., Rodriguez-Clark K. M., Nicholson E., Aapala, K., Alonso A., Zambrano-Martínez S., 2013.** *Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems*, Plos one, 8(5), e62111.
- Lamey A., 1893.** *Le chêne-liège, sa culture et son exploitation*, Berger-Levrault et cie. Paris. pp 36-37 et 52-53.
- Leroy G., Nalin S., 2009.** *Le dépérissement du chêne liège dans les Maures (Var)*, Poster, Colloque DSF « Santé des forêts – 20 ans d'expérience, un défi pour l'avenir », 10-11 mars 2009, Beaune.
- Louvel J., Gaudillat V., Poncet, 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.
- Natividade Vieira J., 1956.** *Subériculture*, École nationale des eaux et forêts, Nancy, pp 24-27.
- Normandin D., 1979.** *Le liège brut et ses produits dérivés*, ENGREF-Laboratoire d'économie forestière, Nancy, pp 9-20.
- Pausas J.G., Ribeiro E., Dias S.-G., Pons J., Beseler C., 2006.** *Regeneration of a marginal Quercus suber forest in the eastern Iberian Peninsula*, Journal of Vegetation Science 17, pp 729-738.
- Piazzetta R., 2005.** *État des lieux de la filière liège française*, Projet Interreg III – B Medocc « Suber-med », Institut Méditerranéen du Liège, Vivès, 11p.
- Pouillaude Ch., 1957.** *Le liège et les industries du liège*, tome 1. Confédération nationale des syndicats du liège et des dérivés, Paris, pp 86-98.
- Prodon R., Fons R., Athias-Binche F., 1989.** *Impact écologique des incendies sur la faune des suberaies*, SCIENTIA gerundensis, Vol 15, pp 185-188.
- Rameau J.-C., Mansion D., Dumé G., Gauberville C., 2008.** *Flore forestière française*, Guide écologique illustré, Tome 3 : Région méditerranéenne, Institut pour le Développement Forestier, 2426 p.
- Rossi M., Vallauri D., 2013.** *Évaluer la naturalité*, Guide pratique version 1.2. Rapport WWF France, 154 p.
- Salazar Sampaio J., 1988.** *Production du liège : situation, évolution en France et dans le monde*, Forêt méditerranéenne, Tome X, n°1, pp 156-159.
- Sánchez M.-E., Caetano P., Romero M.-A., Navarro R.-M. et Trapero A. 2006.** *Phytophthora root rot as the main factor of oak decline in southern Spain*, In: Brasier C., Jung T. et Oßwald W. (eds.): Progress in Research on Phytophthora Diseases of Forest Trees, Forest Research, Farnham, UK: pp 149-154.
- Tapias R., Moreira A.-C., Fernandez M., Saenz A., Domingos A.-C., Melo E., Cravador A., 2014.** *Variability in the Tolerance/resistance of Quercus suber seedlings to Phytophthora cinnamomi Evaluation of survival*, Conference paper in: SUBERWOOD: new challenges for the integration of cork oak forests and products, 10 p.
- UICN France, MNHN, SHF, 2009.** *La Liste rouge des espèces menacées en France – Chapitre Reptiles et Amphibiens de France métropolitaine*, Paris, France, 8 p.
- Vennetier et al. (coord), 2008.** *Étude de l'impact d'incendies de forêt répétés sur la biodiversité et sur les sols : recherche d'indicateurs*, Rapport final. Cemagref, Ministère de l'Agriculture et de la pêche, Union Européenne, Aix en Provence, 236 p.

# Châtaigneraies méditerranéennes



## Présentation et distribution géographique

Le Châtaignier est une essence forestière méditerranéenne mais non indigène en France, où elle a été introduite et cultivée depuis l'époque romaine. L'espèce serait cependant bien spontanée en Corse, ainsi qu'au sein de quelques stations de Provence siliceuse (secteurs frais des massifs des Maures et de l'Estérel), des Cévennes et des Pyrénées-Orientales (Rameau *et al.*, 2008).

Les peuplements de l'écorégion méditerranéenne française structurés autour du Châtaignier ne résultent donc pas de la dynamique spontanée de la végétation. Ils représentent des faciès forestiers d'origine anthropique dont la composition floristique se rattache aux différents types de végétation auxquels ces peuplements se sont substitués. La châtaigneraie représente par ailleurs l'unique habitat forestier d'intérêt communautaire au niveau européen, retenu pour ses valeurs ethnologiques, historiques et paysagères plutôt que naturelles.

Les châtaigneraies méditerranéennes représentent entre 85 000 ha et 140 000 ha de peuplements forestiers dans l'écorégion méditerranéenne retenue pour cette étude (Hamza, 2008 ; IGN, 2016) (Figure 55).

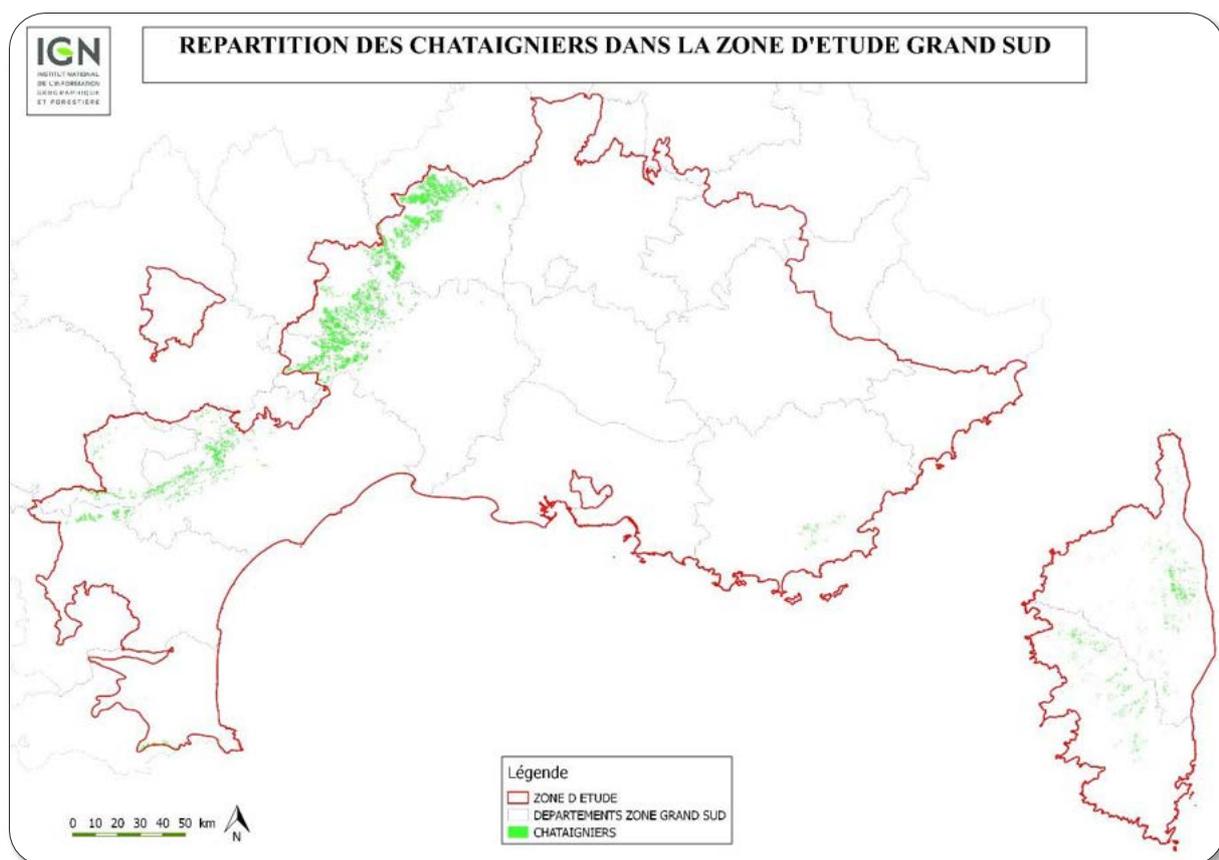


Figure 55 : Répartition des peuplements forestiers dominés par le Châtaignier dans l'écorégion méditerranéenne française (IGN, 2016)



## Classification

### ■ EUNIS / Corine Biotopes

Nous retenons pour l'écosystème « Châtaigneraies méditerranéennes », les unités présentées dans le Tableau 15.

**Tableau 15. Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Châtaigneraies méditerranéennes » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013)**

Code	Intitulé	Description
G1.7D	Châtaigneraies à <i>Castanea pro parte Sativa</i>	Forêts supraméditerranéennes et subméditerranéennes dominées par <i>Castanea sativa</i> et plantations anciennes avec un sous-étage semi-naturel
G1.7D7	... cyrno-sardes	Forêts dominées par <i>Castanea sativa</i> et plantations naturalisées de Corse et de Sardaigne, où elles peuvent être indigènes et sont assez répandues, notamment dans le massif du San Petrone en Corse et dans le centre-est de la Sardaigne.
G1.7D8	... du sud-est de la France	Forêts dominées par <i>Castanea sativa</i> et plantations naturalisées du sud-est de la France, notamment des Maures, des Cévennes et des Pyrénées-Orientales, où elles peuvent être en partie indigènes et sont caractéristiques de l'étage supraméditerranéen, avec un cortège de forêts acidophiles du <i>Quercion pubescenti-petraeae</i> .

L'unité EUNIS G1.7D correspond à l'unité 41.9 de Corine Biotopes (Bissardon et al., 1997).

### ■ Types d'habitats d'intérêt communautaire (Bensettiti et al., (coord), 2001)

Seuls les peuplements de châtaigniers supraméditerranéens et subméditerranéens sont protégés au titre de la Directive « Habitats-Faune-Flore ». Les autres n'y sont que décrits. Ces peuplements correspondent à l'habitat générique 9260 : « Forêts à *Castanea sativa* », décliné en France en 7 habitats élémentaires :

- 9260-1 Châtaigneraies cévenoles :
  - 9260-1.1 Châtaigneraies cévenoles des étages mésoméditerranéen supérieur et supraméditerranéen inférieur
  - 9260-1.2 Châtaigneraies cévenoles du supraméditerranéen supérieur
  - 9260-1.3 Châtaigneraies cévenoles collinéennes
  - 9260-1.4 Châtaigneraies cévenoles de l'étage montagnard
- 9260-2 Châtaigneraies des Pyrénées-Orientales
- 9260-3 Châtaigneraies provençales
- 9260-4 Châtaigneraies de la Corse

### ■ Classification phytosociologique (Bardat et al., 2004)

Les communautés végétales qui se trouvent au sein des châtaigneraies méditerranéennes ne correspondent pas à un type particulier mais se rattachent aux différentes alliances des types de végétations méditerranéennes : *Quercion ilicis*, *Quercion pubescentis-sessiliflorae* et *Carpinion orientalis*, *Quercion roboris* et même *Luzulo luzuloidis-Fagion sylvaticae*.

### ■ IUCN Habitats classification scheme (Version 3 .1)

Forêt tempérée



## Description

Le Châtaignier serait une essence non indigène en France et introduite à l'époque romaine. Ainsi, les châtaigneraies méditerranéennes représentent essentiellement des faciès forestiers d'origine anthropique dont la composition floristique se rattache aux différents types de végétation auxquels elles se sont substituées.

### ■ Biote indigène caractéristique

#### Végétation

##### Essence dominante

Le Châtaignier (*Castanea sativa* Mill.) partage les mêmes exigences écologiques que le Chêne pubescent (*Quercus pubescens* Willd.). C'est une essence de lumière, ou de demi-ombre, capable d'atteindre jusqu'à 30 m de hauteur. Sa croissance est rapide mais il est également très longévif (Figure 56).

Le caractère indigène du Châtaignier en France a fait l'objet de nombreux débats. S'il est probable que cette espèce ait trouvé refuge en Corse lors des dernières glaciations, ainsi qu'en quelques stations de Provence siliceuse (secteurs frais des massifs des Maures et de l'Estérel), des Cévennes et des Pyrénées-Orientales, le Châtaignier aurait été massivement introduit en France à l'époque romaine à partir de souches provenant de Turquie (Romane et al., 2005). Le Châtaignier est ainsi une essence dite archéophyte (introduite avant 1500).



Figure 56 : Châtaignier, Corse  
(© C. Panaiotis)

##### Espèces associées

Les châtaigneraies méditerranéennes se retrouvent principalement au sein du domaine des chênaies pubescentes méditerranéennes. Certaines châtaigneraies se trouvent également au sein de l'air de dominance des autres essences méditerranéennes (Chêne-liège, Chêne vert et jusqu'au domaine du Hêtre). Les espèces floristiques associées au Châtaignier sont ainsi caractéristiques de ces différents habitats forestiers (Tableau 16).

**Tableau 16. Espèces typiques des châtaigneraies selon la localisation géographique**  
(Bensettiti et al., (coord), 2001)

Zone géographique	Caractéristiques des formations dominées par le châtaignier
Basses-Cévennes	Le Châtaignier ( <i>Castanea sativa</i> Mill.) et le Pin maritime ( <i>Pinus pinaster</i> ) sont souvent en peuplements mélangés. Le Pin maritime, introduit vers la fin du XIX <sup>ème</sup> siècle, montre une très forte capacité de régénération : il a colonisé de nombreux vergers à châtaigniers abandonnés (CRPF Languedoc-Roussillon, 1997).
Pyrénées-Orientales	À l'étage collinéen, la châtaigneraie se trouve dans le domaine de la chênaie pubescente à Callune ( <i>Calluna vulgaris</i> ).
Provence	<b>Peuplements de châtaigniers les plus forestiers, dans le domaine de la yeuseraie ou de la chênaie pubescente.</b> <u>Strate arborescente</u> : riche mais peu recouvrante, dominée par le Châtaignier associé au Chêne vert ( <i>Quercus ilex</i> ), au Chêne pubescent ( <i>Quercus pubescens</i> ) et au Cormier ( <i>Sorbus domestica</i> ) <u>Strate herbacée</u> : dense et diversifiée, diverses espèces silicoles méditerranéennes, Laïche appauvrie ( <i>Carex depauperata</i> ), Aristoloche pâle ( <i>Aristolochia pallida</i> ), Vesce de Barbazita ( <i>Vicia laeta</i> ), <i>Cytisus triflorus</i> , Doronic plantain ( <i>Doronicum plantagineum</i> ).
Corse	<b>À l'étage supraméditerranéen.</b> <u>Strate arborescente et arbustive</u> : Châtaignier en mélange avec Aulne cordé ( <i>Alnus cordata</i> ), Charme-houblon ( <i>Ostrya carpinifolia</i> ), Frêne à fleur ( <i>Fraxinus ornus</i> ), Cormier ( <i>Sorbus domestica</i> ), Houx ( <i>Ilex aquifolium</i> ). Dans les parties les plus dégradées, on trouve le Pin maritime ( <i>Pinus pinaster</i> ).

Les vergers très entretenus présentent quant à eux une flore originale, sans doute caractéristique des chênaies pubescentes matures (Catard, comm. pers.).

## Faune

---

Un certain nombre d'espèces animales sont inféodées aux forêts anciennes ou matures. Ainsi, le Pique-prune (*Osmoderma eremita*) est principalement inféodé aux châtaigneraies anciennes, tandis que certains coléoptères saproxyliques rares dépendent des gros châtaigniers cariés (*Gnorimus variabilis*, *Osmoderma eremita*).

Les cavités des vieux châtaigniers hébergent également plusieurs espèces de chauves-souris (*Nyctalus noctula*, *Nyctalis leisleri*) (Vincent, 2009).

## ■ Milieu physique

### Bioclimat

---

Le Châtaignier est une essence héliophile qui nécessite au minimum 700 mm de précipitations annuelles pour pouvoir se développer. Il est également très sensible à la sécheresse et aux épisodes de grands froids. La châtaigneraie se développe au sein des bioclimats humides à perhumides de l'étage supraméditerranéen mais peut aussi se retrouver dans des stations fraîches de l'étage mésoméditerranéen (à partir de 150-170 m sur certains ubacs frais du Massif des Maures), ainsi que jusqu'à l'étage montagnard dans les Cévennes (1 000 m).

Le Châtaignier est également largement présent sur le reste du territoire métropolitain, au sein de l'étage collinéen médio-européen sous influence méditerranéenne, dit subméditerranéen. Ces peuplements ne sont pas inclus dans cette évaluation.

### Type de sol

---

Le Châtaignier est intolérant aux sols calcaires, engorgés ou séchant. La châtaigneraie est ainsi présente sur des terrains siliceux aux sols acides (pH entre 4,5 et 6,5) et profonds. Le Châtaignier peut aussi se développer sur des sols superficiels si la roche mère est fissurée (Rousselet et al., 2003).

### Histoire et ancienneté

---

Après un important essor aux XVI<sup>ème</sup> et XVII<sup>ème</sup> siècles, c'est autour de 1850 que le Châtaignier atteint son « âge d'or ». La châtaigne représente alors un ingrédient de base pour l'alimentation des animaux d'élevage ainsi que d'une large part de la population rurale de la France méridionale, en particulier dans les Cévennes, et ce jusqu'au début du XX<sup>ème</sup> siècle. Le Châtaignier est pour cela aussi appelé « Arbre à pain ».

L'apparition de plusieurs maladies, la maladie de l'encre en 1870 puis le chancre de l'écorce en 1960, conjugué à la diversification des sources d'alimentation, à la baisse du cours de la châtaigne et surtout à l'important exode rural qui caractérise la France méditerranéenne du siècle dernier, ont entraîné un important déclin voire un abandon quasi généralisé de l'entretien et de l'exploitation des châtaigneraies méditerranéennes (CRPF PACA, 2004 ; Causses-Cévennes, 2015). Le Châtaignier reste néanmoins la 5<sup>ème</sup> essence feuillue de la forêt française (IGN, 2015).

De nombreuses châtaigneraies n'ont cependant pas fait l'objet de déboisement au cours de l'histoire contemporaine. Il n'y a donc pas eu de rupture de l'état boisé depuis au moins 250 ans au sein de ces forêts (attesté par la carte de Cassini datant d'environ 1750) (Figure 57).



Figure 57 : Vieux châtaigniers, Corse (© M. Rossi)

## ■ Processus et interactions clés

### Dynamique de la végétation

Des travaux réalisés dans les Cévennes ont montré que le Chêne pubescent était capable de germer au sein des châtaigneraies mais que, pour autant, le retour de la chênaie pubescente serait très progressif.

Le Châtaignier se régénère en effet plus efficacement que le Chêne pubescent et ce dernier est souvent peu présent autour des châtaigneraies, ce qui réduit sa capacité de dispersion (Romane et al., 2005).

Le Pin maritime est également susceptible de se substituer au Châtaignier de par son caractère pionnier et sa forte dynamique en région méditerranéenne. Cependant, le Pin maritime se développe rarement au sein des peuplements de châtaigniers dès lors qu'il n'y a pas d'ouverture du milieu (Romane et al., 2005).

Le processus d'auto-restauration de la végétation spontanée au sein des châtaigneraies méditerranéennes n'est ainsi pas irréversible (Figure 58).

La substitution du Châtaignier comme essence dominante n'interviendrait qu'à long terme, faisant place en premier lieu à des peuplements mélangés.

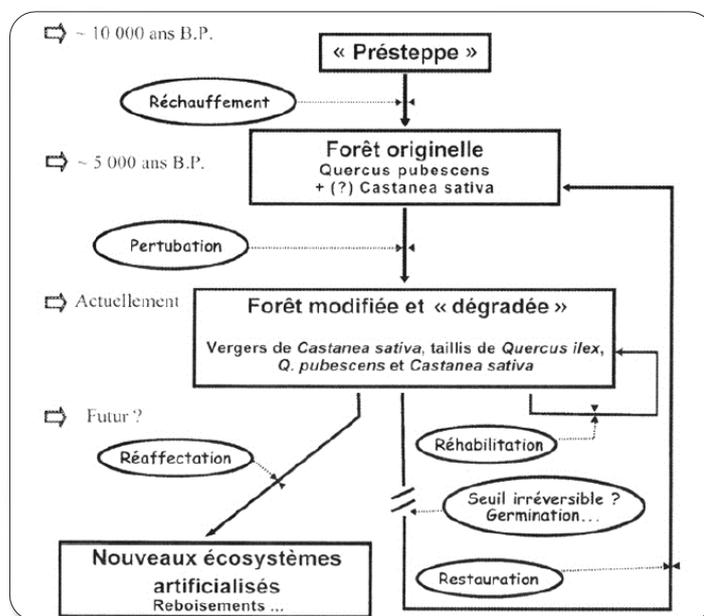


Figure 58 : Schéma de la dynamique de la végétation dans la châtaigneraie cévenole (Romane et al., 2005)

### Dynamique spatiale

La châtaigneraie n'a atteint son extension actuelle que grâce à l'action humaine. Connue et introduite en France depuis l'Antiquité, c'est au moins depuis l'an 1 000 que l'homme s'est attelé à développer la culture du Châtaignier en France, essentiellement pour la production de châtaignes mais aussi pour celle de bois et de tanin. Les plantations de châtaigniers étaient alors réalisées sous la forme de vergers, pour la production de châtaignes, ou de taillis lorsque l'exploitation visait à la production de bois et de tanin.

Beaucoup de ces plantations furent implantées dans des stations impropres au Châtaignier, qui y fut artificiellement maintenu (taille, fumure, irrigation, etc.). L'abandon de l'exploitation conduit alors au retour de la végétation spontanée, différente selon le lieu d'implantation et l'étage bioclimatique concerné.

### Maturité et structure

La longévité du Châtaignier est estimée entre 500 et 1 500 ans (Rameau et al., 2008). Les peuplements matures (> 250 ans, selon la méthode proposée par Rossi et Vallauri, 2013) sont cependant plutôt rares dans l'écorégion méditerranéenne française (régions de Castagniccia et du Bozziu en Corse).

La structure des peuplements actuels résulte des actions humaines passées. On distingue ainsi deux types de châtaigneraie, la « châtaigneraie fruits » où les arbres sont espacés et taillés, et la « châtaigneraie bois » où les châtaigniers forment des peuplements plus denses et gérés en taillis (CRPF Languedoc-Roussillon, 2015).

La Figure 59 présente de manière schématique le fonctionnement global de l'écosystème, ainsi que l'impact des principales menaces identifiées ci-après.

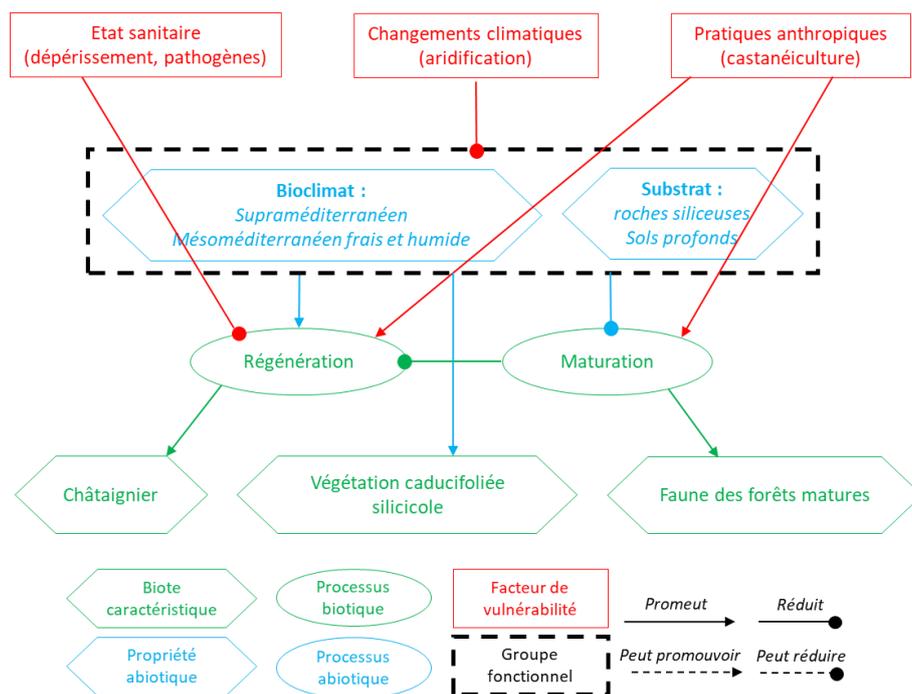


Figure 59 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées

## ■ Facteurs de vulnérabilité

### Dynamique successionale

Comme le Chêne-liège, le Châtaignier n'est pas reconnu comme une essence naturellement capable de dominer un peuplement forestier. Ainsi, même dans les stations qui sont favorables à sa régénération, il se retrouve concurrencé à long terme par les autres essences forestières. L'abandon de l'entretien des châtaigneraies entraîne ainsi une évolution de la végétation selon deux schémas possibles : soit le Châtaignier se régénère naturellement et se maintient en mélange, soit d'autres essences vont s'y substituer, notamment le Chêne pubescent.

### Dépérissement

Un certain nombre de dépérissements des châtaigneraies sont liés à des facteurs abiotiques, et notamment à la mauvaise adaptation du Châtaignier aux sols filtrants, caillouteux ou situés dans des secteurs à pluviométrie moyenne à faible. Le Châtaignier y a été planté mais il n'est pas ou est très mal adapté à ces stations.

Certains phénomènes de dépérissement, notamment dans les Cévennes, résultent ainsi purement de contraintes abiotiques (sols/climat) sans intervention de pathogènes. En effet, l'abandon de l'exploitation de certaines châtaigneraies, que ce soit des vergers ou des peuplements à vocation de production de bois (anciens taillis), ainsi que de la pratique du pâturage en forêt, ont conduit une partie de ces peuplements purs de châtaigniers à évoluer vers des stades plus matures et mixtes (chênes verts, chênes pubescents, pins maritimes, hêtres ou sapins selon l'étage de végétation). Mais cette non gestion a surtout conduit à des dépérissements, parfois conséquents, sur les stations où l'essence était mal adaptée (50 à 70 % des arbres sur certaines stations mésoméditerranéennes ou du supraméditerranéen inférieur, toujours dans les Cévennes).

### Pathogènes et ravageurs

Trois principaux facteurs de dépérissement du Châtaignier sont cependant liés à des pathogènes. Le premier, apparu en 1860, est appelé « maladie de l'encre ». Elle est causée par deux champignons parasites, *Phytophthora cinnamomi* et *Phytophthora cambivora*, qui infectent l'arbre par le sol. Ces champignons vont détruire le cambium des racines, fine couche qui sépare l'écorce du bois et qui permet l'absorption et la conduction de l'eau et des matières minérales puisées dans le sol. Le Châtaignier est alors progressivement privé de ses ressources et finit par mourir, dans un délai de 3 à 10 ans (Ministère de l'Agriculture, 1930 ; CRPF Limousin, 2011). La maladie de l'encre se propage de proche en proche par les racines des arbres.

La maladie de l'encre semble moins virulente en France depuis les années 1950 et seules les châtaigneraies de l'ouest de la France sont actuellement concernées. Dans de très rares cas seulement, les *Phytophthora* ont entraîné des mortalités assez importantes pour remettre en cause la châtaigneraie, et ce sur des surfaces de l'ordre de l'hectare (DSF, 2005). Le second parasite du Châtaignier, arrivé en France en 1956, est le chancre de l'écorce *Cryphonectria parasitica*. Il s'agit d'un champignon qui se développe de manière circulaire autour des branches ou des jeunes troncs, ce qui ralentit le flux de sève et entraîne le dépérissement de l'ensemble de leurs parties supérieures. Ce parasite se conserve sous l'écorce de l'arbre et est capable d'être disséminé par le vent sur de grandes distances (INRA, 2015a). Ce pathogène est à l'origine de la quasi-disparition des châtaigneraies d'Amérique du Nord, entre 1905 et 1940.

L'impact du chancre de l'écorce semble également en diminution dans le sud de la France (DSF, 2005). Il a de plus été montré que *Cryphonectria parasitica* est beaucoup moins virulent en Europe qu'il n'a pu l'être aux États-Unis. En effet, les groupes de souches européennes de ce champignon sont peu compatibles en eux, ce qui favorise l'établissement de souches hypovirulentes, inactives (CABI et OEPP, 2014). Les souches des arbres atteints par des formes virulentes peuvent ainsi générer des pousses saines mais surtout, les formes inactives de ce parasite peuvent agir comme des vaccins (CRPF Languedoc-Roussillon, 2015).

Le dernier parasite du Châtaignier en France est arrivé en 2007 par les Alpes-Maritimes, depuis l'Italie. Il s'agit d'une micro guêpe originaire de Chine, le Cynips (*Dryocosmus kuriphilus*), qui pond ses œufs à l'intérieur des bourgeons et où ses jeunes larves passent l'hiver. Indétectable à ce moment, c'est au printemps suivant que l'infection est visible de par le développement de galles, sortes d'excroissances tumorales, sur les feuilles et les rameaux du châtaignier. Cette attaque peut entraîner la mort des rameaux ou des branches, plus rarement de l'arbre, mais elle entraîne surtout une très forte baisse de la production de châtaignes (INRA, 2015b).

Le Cynips n'a qu'un seul prédateur, le *Torymus sinensis negli*, qui lui-même ne peut se reproduire qu'en présence du Cynips. Également originaire de Chine, le *Torymus* pond ses œufs dans les larves de cynips et ses propres larves vont s'en nourrir pour se développer. Il a été rapidement introduit sur les territoires affectés par le Cynips (Catard, comm. pers.). Ce parasite affecte surtout la « châtaigneraie à fruits », dans la mesure où il n'entraîne que rarement la mort des arbres. Des dégâts très importants et notamment de fortes mortalités ont cependant été observés dans le Parc national du Montseny (Barcelone), qui pourraient s'étendre aux châtaigneraies des Pyrénées catalanes (Garrigue, comm. pers.). Les dépérissements sont également conséquents en Corse. *Torymus sinensis* est utilisé en lutte biologique contre le Cynips depuis 2011 en France grâce aux travaux de l'INRA Antibes (Boutte, comm. pers.).

## Changements climatiques

---

En zone méditerranéenne, les changements climatiques en cours peuvent avoir un impact significatif sur la pression de certains pathogènes ou ravageurs (*Phytophthora*, Cynips), sur le risque d'incendies ou sur les périodes de sécheresse, et ce sur des échelles de temps très courtes (quelques décennies). Ceci fait peser un risque accru sur des peuplements déjà affaiblis par leur abandon. L'augmentation de l'aridité du climat méditerranéen renforcera d'autant plus son caractère limitant sur l'état sanitaire des châtaigniers et leur persistance.

## Incendie

---

La châtaigneraie gérée n'a qu'un sous-étage très limité et peu combustible. De plus, les arbres âgés sont moins combustibles que les jeunes châtaigniers. La présence de châtaigneraies gérées au sein des massifs forestiers peut même permettre de créer des zones refuges en cas d'incendie, en particulier pour la faune, et donc d'améliorer la résilience des écosystèmes environnants (Catard, comm. pers.).



## Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015)

---

### ■ Critère A : réduction de la distribution spatiale

#### A.1 : Réduction au cours des 50 dernières années

---

L'abandon des châtaigneraies méditerranéennes favorise la concurrence avec d'autres types de végétation. Actuellement, les vergers abandonnés laissent place à des peuplements mixtes (chênes pubescents, chênes verts, pins maritimes voire hêtres et sapins pour les stations montagnardes). Cette dynamique concerne environ 30 % de la distribution des châtaigneraies méditerranéennes, autant en Corse que dans les Cévennes ou les Maures.

Les occurrences effondrées sont pour la plupart toujours des peuplements forestiers mais leurs caractéristiques biotiques (biote caractéristique) sont totalement différentes, au-delà d'un seuil pouvant être défini comme le stade d'effondrement.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Quasi-Menacé (NT).**

#### A.2a : Réduction estimée au cours des 50 prochaines années

---

La transition vers d'autres types de peuplements forestiers est déjà en cours dans la quasi-totalité de la distribution des châtaigneraies dans l'écorégion méditerranéenne française (Cévennes, Maures, Corse, Pyrénées catalanes). Au cours des 50 prochaines années pourtant, la réversibilité de cette transition ayant été démontrée, l'influence de l'homme sur le maintien ou non de cet écosystème ne peut être évaluée.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

#### A.2b : Réduction estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

Comme décrit pour les sous-critères A.1, la distribution spatiale des anciennes châtaigneraies entretenues se réduit au profit de peuplements mélangés, du fait de l'abandon de la castanéculture. Cependant, l'influence de l'homme sur le maintien ou non de cet écosystème ne peut être évaluée, même à court terme.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

#### A.3 : Réduction depuis une référence historique (≈1750)

---

La culture du Châtaignier n'a cessé de décliner depuis 1850. L'arrêt de la gestion de ces peuplements entraîne le dépérissement d'une proportion parfois significative des plus vieux individus de châtaigniers (parfois 50 à 70 % des arbres lorsque les stations sont mal adaptées) et leur substitution par les espèces indigènes. Les anciens vergers de châtaigniers, autrefois peuplement purs de cette essence, évoluent vers des peuplements mixtes (chêne vert ou pubescent, pin maritime, hêtre). Malgré l'absence de données quantifiées, les experts consultés estiment que près de 50 % des châtaigneraies méditerranéennes se sont effondrées au cours des 250 dernières années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Quasi-Menacé (NT).**

**La catégorie Quasi-Menacé (NT) est attribuée à l'écosystème « Châtaigneraies méditerranéennes » selon le critère A.**

### ■ Critère B : Distribution spatiale restreinte

#### B.1 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>)

---

La zone d'occurrence des châtaigneraies méditerranéennes en France métropolitaine est supérieure à 100 000 km<sup>2</sup> (Figure 60).

#### B.2 : Zone d'occupation (maille 10x10 km)

---

La zone d'occupation de cet écosystème est supérieure à 100 mailles de 10 x 10 km (Figure 60).

### B.3 : nombre de localités

Le nombre de localités est supérieur à 5.

### Déclin continu ou menace imminente

Les châtaigneraies méditerranéennes présentent un déclin continu, à la fois en termes de superficie et d'interactions biotiques (évolution des anciens peuplements purs vers des forêts mixtes). De plus, la dynamique naturelle de la végétation est susceptible d'entraîner leur déclin au cours des 20 prochaines années. Cependant, les valeurs mesurées pour les sous-critères B1, B2 et B3 sont supérieures aux seuils de vulnérabilité retenus pour le critère B.

**L'écosystème « Châtaigneraies méditerranéennes » est évalué Préoccupation-Mineure (LC) selon le critère B.**

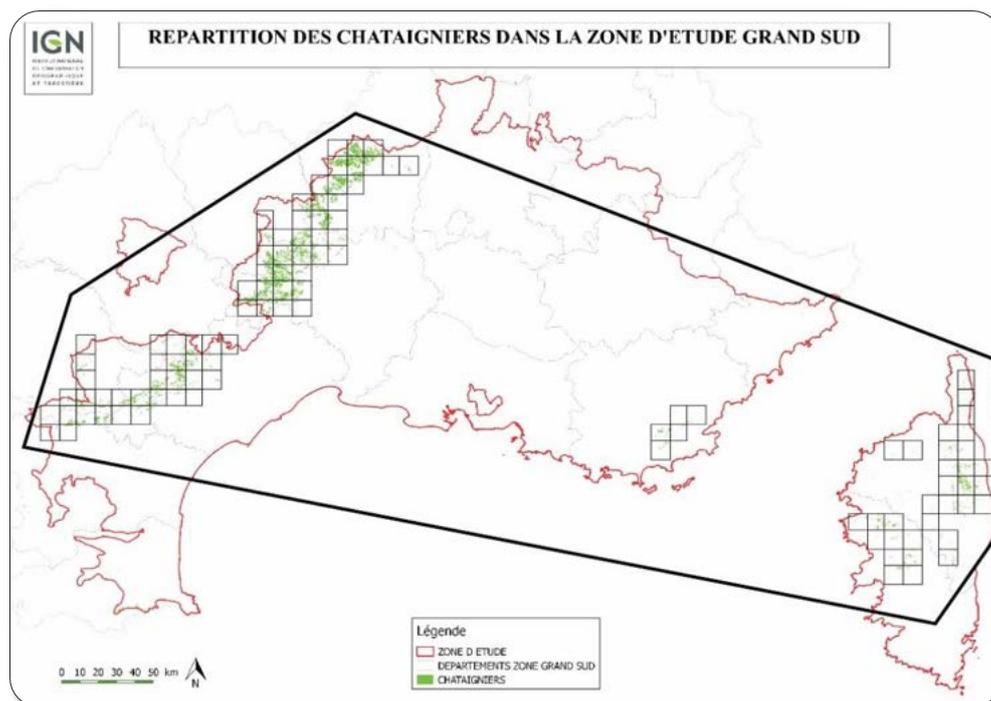


Figure 60 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) des châtaigneraies méditerranéennes en France métropolitaine (d'après IGN, 2016)

## ■ Critère C : Dégradation de l'environnement abiotique

### C.1 Modification d'une variable abiotique au cours des 50 dernières années

Il n'y a pas eu de dégradation environnementale due à la modification de paramètres abiotiques ayant pu réduire la capacité de la châtaigneraie à maintenir son biote caractéristique au cours des 50 dernières années. En effet, la plupart des stations écologiquement non favorables au Châtaignier l'ont toujours été, et leur présence n'y est due qu'à l'action de l'homme.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

### C.2a Modification d'une variable abiotique estimée au cours des 50 prochaines années

Du fait des changements climatiques en cours, l'aire climatique favorable au développement du Châtaignier pourrait progresser vers le nord et se réduire au niveau de la zone côtière méditerranéenne. Les effets de ces changements auront aussi probablement une influence sur le développement des agents pathogènes (voir critère D). Nous ne disposons cependant pas de suffisamment de données pour déterminer la superficie de l'écosystème qui pourrait être affectée, ni la sévérité relative de cette modification.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

## C.2b Modification d'une variable abiotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

Il n'y a pas de dégradation environnementale majeure ou de modification de paramètres abiotiques réduisant la capacité de châtaigneraie à conserver son biote caractéristique, sur une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

## C.3 Modification d'une variable abiotique depuis une référence historique ( $\approx 1750$ )

---

Il ne semble pas y avoir eu de modification de l'environnement physique des châtaigneraies méditerranéennes ayant pu réduire la capacité de cet écosystème à maintenir son biote caractéristique au cours des 250 dernières années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

**La catégorie Préoccupation-Mineure (LC) est attribuée à l'écosystème « Châtaigneraies méditerranéennes » selon le critère C.**

# ■ Critère D : Perturbation des processus et interactions biotiques

## D.1 Modification d'une variable biotique au cours des 50 dernières années

---

Bien que les dommages causés par le Chancre de l'écorce semblent en diminution dans le sud de la France, l'exemple d'une châtaigneraie des Cévennes étudiée par le CRPF montre tout de même que 40 % des châtaigniers sont toujours affectés par sa forme virulente (CRPF Languedoc-Roussillon, 2015). Cet état de dégradation avancé de la santé des vergers de châtaigniers cévenols traduit surtout le fait que de nombreuses plantations de châtaigniers ont été effectuées sur des stations peu adaptées à cette essence.

Ainsi, plus de la moitié des châtaigniers observés en région méditerranéenne sont morts sur pieds ou présentent plus de 50 % de déficit foliaire. Cette dégradation du couvert forestier dominé par le Châtaignier entraîne, sinon la substitution totale de cette essence, une évolution de ces peuplements vers des peuplements mélangés dont le biote indigène caractéristique diffère de celui des châtaigneraies méditerranéennes. Au vu des éléments présentés concernant la modification de variables biotiques au cours des 50 dernières années, nous retiendrons une étendue concernée comprise entre 30 et 50 % ainsi qu'une sévérité relative supérieure à 50 %.

**Ces valeurs étant proches des valeurs seuils de la catégorie Vulnérable (VU), ce sous-critère classe l'écosystème en Quasi-Menacé (NT).**

## D.2a Modification d'une variable biotique estimée au cours des 50 prochaines années

---

À l'avenir, seul un retour des pratiques de gestion de la châtaigneraie, ainsi qu'une réflexion sur le maintien du Châtaignier en station non favorable, permettra d'assurer un bon état sanitaire de cet écosystème d'origine anthropique. La châtaigneraie ne pourra en effet se maintenir, sans action de l'homme, que dans certains secteurs de Corse (Castagniccia), du massif des Maures ou des Cévennes (stations montagnardes), du fait de conditions locales de fraîcheur et d'humidité particulièrement favorables. Les changements climatiques en cours pourront aussi jouer un rôle important sur la dynamique des populations de ravageurs et pathogènes, favorisés par la présence d'arbres affaiblis par une moindre disponibilité en eau.

Le regain d'intérêt pour l'exploitation des forêts méditerranéennes dans le contexte du développement de la filière du bois énergie pourrait également constituer une menace pour cet écosystème, notamment pour les cortèges d'espèces caractéristiques liés à des faciès de superficie restreinte (forêts matures, anciennes, etc.). Cependant, l'influence de l'homme sur le maintien ou non de cet écosystème ne peut être estimée.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

## D.2b Modification d'une variable biotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

Nous estimons que même si une gestion efficace des châtaigneraies méditerranéennes est de nouveau mise en place, la dégradation des variables biotiques de cet écosystème ne s'inverserait pas sur une période de 50 ans incluant le passé, le présent et se projetant dans l'avenir. Nous retenons ainsi pour ce sous-critère une étendue concernée au moins égale à 50 %, ainsi qu'une sévérité relative supérieure à 50 %.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Vulnérable (VU).**

### **D.3 Modification d'une variable biotique depuis une référence historique (≈ 1750)**

---

« L'âge d'or » de la châtaigneraie française se situe aux environs de 1850. Depuis cette date, l'abandon de leur gestion a entraîné une maturation des peuplements conduisant d'une part à des peuplements beaucoup plus mélangés et d'autre part à des dépérissements parfois massifs des châtaigniers.

À l'échelle des 250 dernières années, il est cependant difficile de renseigner les valeurs d'étendues concernées et de sévérité relative de ces modifications. De plus, c'est principalement au cours des 50 dernières années que ces perturbations ont eu lieu et qu'elles risquent de s'intensifier à l'avenir.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

**L'écosystème « Châtaigneraies méditerranéennes » est évalué Vulnérable (VU) selon le critère D.**

#### **■ 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 châtaignier à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne française, qui soit capable de prendre en compte l'ensemble des facteurs pouvant conduire à cet effondrement.

**L'écosystème « Châtaigneraies méditerranéennes » est évalué Données-Insuffisantes (DD) selon le critère E.**

## ■ Bilan de l'évaluation des châtaigneraies méditerranéennes en France

<i>Critère</i>	<i>Sous-critère</i>	<i>Statut</i>
<b>A : Réduction de la distribution spatiale</b>	A.1 : 50 dernières années	NT
	A.2a : 50 prochaines années	DD
	A.2b : 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	A.3 : Depuis une référence historique (≈1750)	NT
<b>B : Distribution spatiale restreinte</b>	B1. Zone d'occurrence	LC
	B2. Zone d'occupation	LC
	B3. Nombre de localités	LC
<b>C : Dégradation de l'environnement abiotique</b>	C.1 50 dernières années	LC
	C.2a 50 prochaines années	DD
	C.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	LC
	C.3 Depuis une référence historique (≈1750)	LC
<b>D : Perturbation des processus et interactions biotiques</b>	D.1 50 dernières années	NT
	D.2a 50 prochaines années	DD
	D.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	VU
	D.3 Depuis une référence historique (≈1750)	DD
<b>E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème</b>		DD
<b>Statut de l'écosystème</b>	<b>VU</b>	

## ■ Fiabilité de l'évaluation

Bonne (données de superficie disponibles auprès de l'IGN, sources bibliographiques et dires d'experts).

## ■ Évaluateur

Comité français de l'UICN (Magali Rossi, Aurélien Carré)



## Bilan et interprétation de l'évaluation

Après un important essor aux XVI<sup>ème</sup> et XVII<sup>ème</sup> siècles et surtout autour de 1850, l'exploitation du Châtaignier a très fortement décliné et les châtaigneraies méditerranéennes ont connu un abandon quasi généralisé. De plus, beaucoup de châtaigneraies ont été plantées ou entretenues sur des stations peu favorables au Châtaignier. Surtout, le Châtaignier n'est pas une essence forestière naturellement capable de dominer un peuplement et joue généralement un rôle d'essence accompagnatrice.

Dans les contextes stationnelles défavorables au Châtaignier, l'abandon de la gestion des châtaigneraies conduit à la substitution du Châtaignier par d'autres essences, notamment par le Chêne pubescent. Cette substitution reste un processus long et la non-gestion entraîne surtout, dans un premier temps, d'importants dépérissements du Châtaignier liés aux contraintes abiotiques. Ces dépérissements favorisent également la propagation de pathogènes (maladie de l'encre, chancre de l'écorce ou Cynips, récemment) et accélèrent le phénomène de substitution. Dans les autres stations, la châtaigneraie évolue vers des peuplements mélangés. Si à long terme le Châtaignier ne s'y maintiendra qu'en tant qu'essence secondaire, il se régénère souvent très efficacement et le développement spontané des essences concurrentes s'effectue surtout lors de l'ouverture du milieu (incendie, mortalité, dépérissement, etc.).

Seule une gestion active de la châtaigneraie, ainsi qu'une réflexion sur le maintien du Châtaignier en station non favorable et en particulier dans un contexte de changements climatiques, éviterait l'effondrement de cet écosystème d'origine anthropique. Sans action humaine, la châtaigneraie ne se maintiendrait en effet que dans quelques secteurs, au bénéfice de conditions fraîches et humides et à l'état de peuplement mélangé. Le Châtaignier resterait quant à lui une essence accompagnatrice de nombreuses forêts méditerranéennes sur substrat non calcaire.

L'écosystème « Châtaigneraies méditerranéennes » est évalué Vulnérable (VU) en France, selon la méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN. De nombreuses châtaigneraies présentent en effet un état de dégradation avancé, en particulier dans les Cévennes. L'effondrement de la Châtaigneraie méditerranéenne se caractérise alors par l'évolution vers des peuplements mélangés où le Châtaignier n'est que secondaire et souvent dans un mauvais état sanitaire.



## Références

Rédacteur de la fiche d'évaluation de l'habitat 9260 : Olivier Vinet. Contributeurs : Olivier Argagnon, Julie Reymann, Virgile Noble, Christian Gauberville, Isabelle Bassi, Jean-Christophe Gattus.

**Bardat J., Bioret F., Botineau M., Boulet V., Delpech R., Géhu J.-M., Touffet J., 2001.** *Prodrome des végétations de France*. MNHN, 143 p.

**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, 339 p + 423 p + CD.

**Bissardon M., Guibal L., Rameau J.-C., 1997.** *CORINE biotopes. Version originale. Types d'habitats français*, ENGREF, MNHN, 175 p.

**Davies C. E., Moss D., O Hill M., 2004.** *Eunis habitat classification revised 2004*, European Environment Agency, 307 p.

**CABI, OEPP, 2014.** *Cryphonectria parasitica, Fiche informative sur les organismes de quarantaine*, 4p.

Causses-Cévennes, Terroirs et nature sud massif central France., *L'Histoire du châtaignier en Cévennes* : <http://www.causses-cevennes.com/flore/chataignes/histoire.htm>, site internet consulté en juin 2015.

**CRPF Languedoc-Roussillon, 1997.** *Guide des Stations Forestières des Basses-Cévennes à pin Maritime*, 48p.

**CRPF Languedoc-Roussillon, 2015.** *La châtaigneraie Bois en Cévennes, un constat alarmant*, 4p.

**CRPF Limousin, 2011.** *Maladie de l'encre du châtaignier*, 2p.

**CRPF PACA, 2004.** *Châtaignier*, fiche n°400 « Liste des essences », SRGS PACA, 4p.

**DSF, 2005.** *En 2003 et 2004, l'encre et le chancre du châtaignier restent d'actualité*, Bilan de la Santé des forêts en 2004, 4p.

**IGN, 2016.** *Elaboration de cartes des peuplements et de cartogramme des espèces dans la zone d'étude de l'arc méditerranéen, statistiques sur la répartition, la quantification et la part de forêts anciennes de Cassini des peuplements étudiés*, Convention UICN-IGN.

**INRA, 2015a.** *Hypermedia en protection des plantes (section pathologie)*, <http://www7.inra.fr/hyp3/index.html>, Consulté en juin 2015.

**INRA, 2015b.** *Quelle guêpe a piqué nos châtaigniers ?*, <http://www.inra.fr/Grand-public/Sante-des-plantes/Toutes-les-actualites/Cynips-du-chataignier>, Consulté en juin 2015.

**Keith D. A., Rodríguez J. P., Rodríguez-Clark K. M., Nicholson E., Aapala, K., Alonso A., Zambrano-Martínez S., 2013.** *Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems*, Plos one, 8(5), e62111.

- Louvel J., Gaudillat V., Poncet, 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.
- Ministère de l'Agriculture, Administration des eaux et forêts, 1930.** *La Maladie du châtaignier*, Commission d'études des ennemis des arbres, des bois abattus et des bois mis en œuvre, Bulletin n°5, pp 284-289.
- Rameau J.-C., Mansion D., Dumé G., Gauberville C., 2008.** *Flore forestière française*, Guide écologique illustré, Tome 3 : Région méditerranéenne, Institut pour le Développement Forestier, 2426 p.
- Romane F., Aronson J., Gondard H., Grandjanny M., Grossmann A., Le Floc'h E., Renaux A., Shater Z., 2005.** *Essai de synthèse sur la dynamique actuelle des châtaigneraies cévenoles et ses conséquences sur la diversité végétale*, Acta Botanica Gallica : Botany Letters, 152 : 4, pp 431-442.
- Rossi M., Vallauri D., 2013.** *Évaluer la naturalité*, Guide pratique version 1.2. Rapport WWF France, 154 p.
- Rousselet C., Bilger I., Heois B., Ginisty C., 2003.** *Conseil d'utilisation des matériels forestiers de reproduction – Régions de provenance variétés améliorées*, Fiche *Castanea sativa* – châtaignier, Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche et des affaires rurales, Cemagref, pp 47-50.
- Vincent S., 2009.** *Évaluation de la biodiversité potentielle des châtaigneraies traditionnelles cévenoles*, Mémoire Agroparistech-ENGREF, PNR Des Monts d'Ardèche, 80 p + annexes.

# Pinèdes à Pin d'Alep



## Présentation et distribution géographique

Les pinèdes dominées par le Pin d'Alep sont pour une grande majorité des peuplements de substitution, transitoires dans la dynamique de la végétation méditerranéenne. Le Pin d'Alep s'est en effet largement développé au sein de forêts de feuillus incendiées ou de garrigues et de terrasses ayant jusqu'à récemment eu une vocation agricole, au point d'être aujourd'hui la seconde essence forestière résineuse de la région méditerranéenne française.

Son implantation historique serait quant à elle cantonnée aux massifs provençaux, aux pentes inférieures et littorales des Alpes-Maritimes ainsi qu'à quelques stations languedociennes. Les pinèdes à Pin d'Alep n'auraient même historiquement occupé que deux stations du littoral méditerranéen, la première près de Marseille et la seconde dans le massif de la Clape, au Sud de Narbonne (Rousselet et *al.*, 2003). Le Pin d'Alep a été introduit en Corse au cours du XX<sup>ème</sup> siècle, où il forme actuellement de rares peuplements littoraux très ponctuels.

Les pinèdes à Pin d'Alep s'étendent aujourd'hui sur tout le littoral méditerranéen de Perpignan à Monaco, remontent la vallée de la Durance jusqu'à Sisteron et la vallée du Rhône jusqu'à Montélimar et Crest où le Pin d'Alep atteint la limite septentrionale de son aire de répartition (Fernandez et *al.*, 2013). Les pinèdes de Pin d'Alep couvrent 269 000 ha en France (Hamza, 2008), dont près de 165 000 ha en région PACA (IGN, 2015). Les dernières données de l'Inventaire Forestier estiment cependant la superficie des peuplements de Pin d'Alep dans la zone d'étude à seulement 150 000 ha, excluant les peuplements mixtes et matorrals (Figure 61).

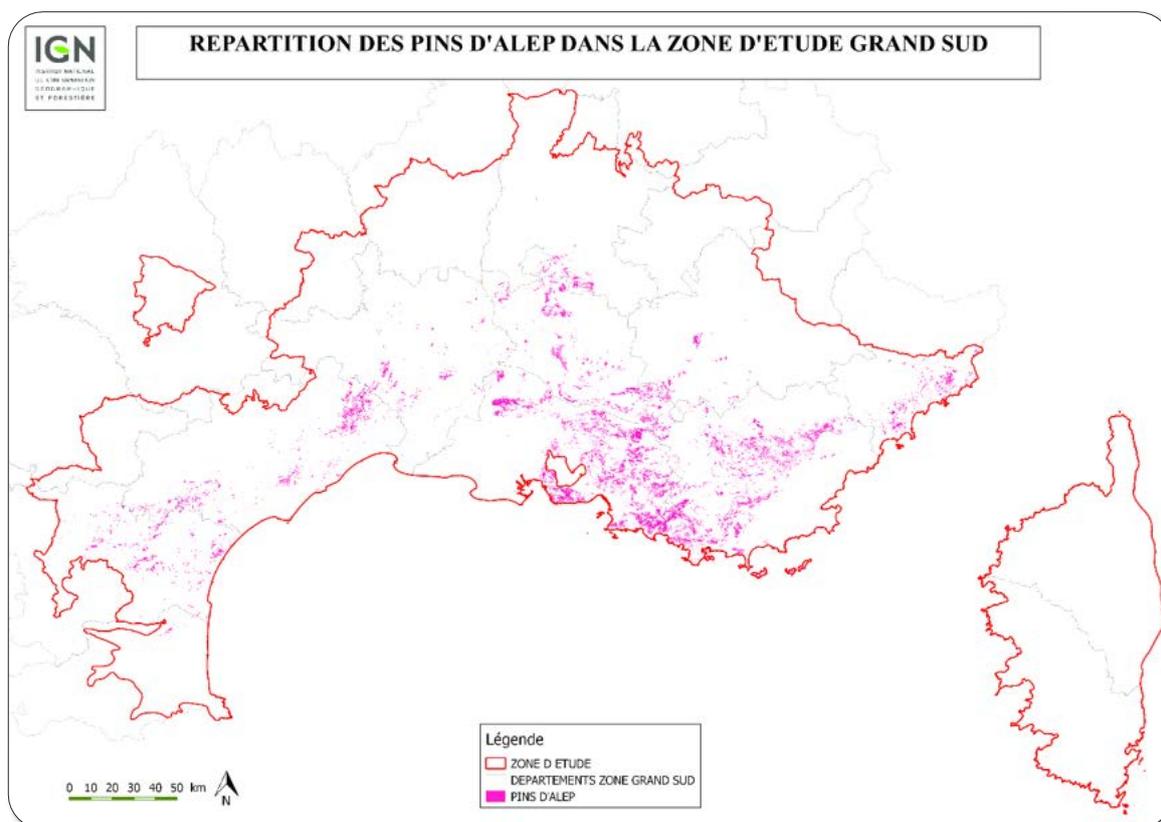


Figure 61 : Répartition des peuplements forestiers dominés par le Pin d'Alep dans l'écorégion méditerranéenne française (IGN, 2016)



### ■ EUNIS / Corine Biotopes

Nous retenons pour l'écosystème « Pinèdes à Pin d'Alep », les unités présentées dans le Tableau 17.

**Tableau 17. Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Pinèdes à pin d'Alep » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013)**

Code	Intitulé	Description
G3.74 Pro parte	Pinèdes à <i>Pinus halepensis</i>	Bois de <i>Pinus halepensis</i> , un colonisateur fréquent des fourrés thermo et mésoméditerranéens calcicoles hors dunes littorales (pour les formations dunaires, voir l'unité B1.71). La distinction entre les formations spontanées et celles d'origine artificielle établies depuis longtemps est souvent difficile. En conséquence, ces dernières sont comprises, tandis que des boisements récents d'origine artificielle évidente ne le sont pas.
G3.743	... provenço-liguriennes	Forêts de <i>Pinus halepensis</i> , principalement mésoméditerranéennes, de Provence et des pentes inférieures et du littoral des Alpes maritimes et ligures, étendues et incontestablement indigènes.

Ces unités EUNIS correspondent à l'unité 42.84 (843 et 844) de Corine Biotopes (Bissardon et al., 1997). Les pinèdes à Pin d'Alep de Corse (G3.744) étant issues de plantation récentes, elles ne sont pas évaluées dans ce chapitre.

### ■ Types d'habitats d'intérêt communautaire (Bensettiti et al., (coord), 2001)

Certaines pinèdes à Pin d'Alep correspondent à l'habitat 9540-3 « Pinède méditerranéenne de pins mésogéens endémiques : Pin d'Alep ». Cet habitat exclut en effet dans sa définition l'ensemble des peuplements pionniers se substituant à d'autres types d'habitats forestiers (yeuseraie, chênaie pubescente du mésoméditerranéen inférieur et subéraie), ainsi que l'ensemble des plantations récentes, y compris les peuplements de Corse.

Cet habitat est décliné en France en trois habitats élémentaires :

- 9540-3.1 peuplements de transition entre le thermo et le mésoméditerranéen ;
- 9540-3.2 peuplements littoraux de Pin d'Alep et d'Oléastre du thermoméditerranéen supérieur ;
- 9540-3.3 peuplements littoraux de Pin d'Alep et de Genévrier de Phénicie sur sables et rochers.

### ■ Classification phytosociologique (Bardat et al., 2004)

Les pinèdes pionnières et de transition ne se caractérisent pas par des communautés végétales qui leurs sont propres : celles-ci se rattachent aux communautés floristiques décrites au sein des forêts auxquelles ces pinèdes se sont substituées. Les peuplements spontanés de Pins d'Alep sont quant à eux situés à la charnière entre les étages thermoméditerranéen et mésoméditerranéen. Les communautés végétales qui les caractérisent se rattachent ainsi à des groupements végétaux différents.

#### Fruticées à Pin d'Alep :

- **Classe** : *Quercetea ilicis*
  - **Ordre** : *Quercetalia ilicis*
    - **Alliance** : *Quercion ilicis*

## Peuplements paraclimaciques ou de transition :

---

- **Classe** : *Quercetea ilicis*
  - **Ordre** : *Quercetalia ilicis*
    - **Alliance** : *Quercion ilicis*
- **Classe** : *Quercus robur-Fagetetea sylvaticae*
  - **Ordre** : *Quercetalia ilicis* ou *Quercetalia pubescenti-sessiliflorae*
    - **Alliance** : *Quercion pubescenti-sessiliflorae*

## Peuplements thermoméditerranéens :

---

- **Classe** : *Quercetea ilicis*
  - **Ordre** : *Pistacio lentisci-Rhamnetalia alaterni*
    - **Alliance** : *Oleo sylvestris-Ceratonion siliquae*

## Peuplements mésoméditerranéens :

---

- **Classe** : *Quercetea ilicis*
  - **Ordre** : *Pistacio lentisci-Rhamnetalia alaterni*
    - **Alliance** : *Rhamno lycioidis-Quercion cocciferae*

### ■ IUCN Habitats classification scheme (Version 3 .1)

Forêt tempérée.



## Description

---

Le Pin d'Alep est reconnu comme l'une des essences méditerranéennes les moins écologiquement exigeantes, tolérant à la fois de très faibles précipitations annuelles et un fort déficit hydrique estival. Pourtant, le Pin d'Alep était auparavant cantonné à quelques stations de Provence et du Languedoc, probablement même à seulement deux stations principales près de Marseille et de Narbonne.

Répondant à un modèle dit « expansionniste », les pinèdes à Pin d'Alep ont d'abord profité de l'augmentation de la fréquence des incendies, puis de la déprise rurale, pour s'étendre aujourd'hui comme faciès de substitution de forêts incendiées ou comme stade pionnier de garrigues et de terrasses anciennement pâturées ou cultivées. Leur superficie a ainsi été multipliée par 5 au cours du XX<sup>ème</sup> siècle. Le Pin d'Alep est dorénavant présent sur tout le littoral méditerranéen et même en Corse, où il a été introduit au XX<sup>ème</sup> siècle comme essence de reboisement.

### ■ Biote indigène caractéristique

## Végétation

---

### Essence dominante

Le Pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill. ssp. *halepensis*) (Figure 62) est une espèce voisine du Pin de Calabre (*Pinus halepensis* Mill. ssp. *brutia*). Il est cependant beaucoup plus fréquent en Méditerranée française que le Pin de Calabre et s'en distingue notamment par ses aiguilles filiformes, plus courtes (6-10 cm), vert-jaunâtre.

Si le Pin d'Alep est une essence indigène en France continentale, il est en revanche une espèce introduite en Corse.



Figure 62 : Pin d'Alep (© V. Noble / CBN Med)

## Espèces associées

À l'étage thermoméditerranéen, le Pin d'Alep se développe spontanément et est accompagné de nombreuses espèces thermophiles dont la présence est liée aux conditions thermiques chaudes. Ces peuplements de basse altitude se développent également sur des sols marneux à fortes contraintes hydriques, notamment dans les Alpes-Maritimes.

Entre 200 et 500 m d'altitude, les pinèdes à Pin d'Alep se trouvent à la jonction entre l'étage thermoméditerranéen et la base de l'étage mésoméditerranéen. Elles se composent alors d'espèces moins thermophiles (Habbas *et al.*, 1985). Enfin, au-dessus de 500 m et en situation d'adret, les pinèdes à Pin d'Alep perdent la plupart de leurs espèces thermophiles (Tableau 18).

Tableau 18. Espèces typiques des pinèdes à Pin d'Alep selon l'altitude (Bensettiti *et al.*, (Coord), 2001)

Zone géographique	Espèces typiques
Étage thermo-et méso-méditerranéen (200-500 m)	<u>Strate arborescente basse</u> : Chêne vert ( <i>Quercus ilex</i> ) <u>Strate arbustive</u> : Nerprun alaterné ( <i>Rhamnus alaternus</i> ), Filaire à feuilles étroites ( <i>Phillyrea angustifolia</i> ), Laurier-tin ( <i>Viburnum tinus</i> )
Base de l'étage mésoméditerranéen	<u>Strate arbustive</u> : Pistachier lentisque ( <i>Pistacia lentiscus</i> ), Myrte commun ( <i>Myrtus communis</i> ), Filaire à feuilles étroites ( <i>Phillyrea angustifolia</i> ) <u>Strate herbacée</u> : Capuchon du moine ( <i>Arisarum vulgare</i> ).
> 500 m (situation d'adret)	<u>Strate arborescente basse</u> : Chêne pubescent ( <i>Quercus pubescens</i> ) <u>Strate arbustive</u> : Buis ( <i>Buxus sempervirens</i> ), Genêt épineux ( <i>Genista scorpius</i> ), Amélanthier ( <i>Amelanchier ovalis</i> ), Génévrier commun ( <i>Juniperus communis</i> )

## Faune

Aucune espèce animale n'est strictement inféodée aux pinèdes à Pin d'Alep, notamment du fait de leur caractère transitoire dans la dynamique de la végétation. Cependant, certaines espèces de fourmis jouent un rôle important dans le succès de la régénération du Pin d'Alep car elles affectionnent particulièrement ses graines et contribuent à leur enfouissement.

## ■ Milieu physique

### Bioclimat

---

Le Pin d'Alep est reconnu comme l'une des essences méditerranéennes les plus plastiques au niveau de ses exigences écologiques. Son optimum se situe en bioclimats semi-aride à subhumide, aux étages thermo et mésoméditerranéen. Il tolère à la fois de très faibles précipitations annuelles et un déficit hydrique estival accusé et persistant. Autour de la Méditerranée, il est capable de s'implanter dans des zones ne recevant que 200 mm de précipitations annuelles, tout comme dans des zones en recevant plus de 1 500 mm. Son optimum de développement se situe cependant plutôt entre 350 et 700 mm de précipitations annuelles. Il est dit héliophile et thermophile et seul le froid hivernal limite son expansion (Fady et al., 2003).

En France, le Pin d'Alep se développe principalement en Provence calcaire, depuis les falaises et dunes littorales jusqu'à 600 m d'altitude, alors en situation d'adret (800 m dans les péninsules sud-européennes, et beaucoup plus haut au Maghreb).

### Type de sol

---

Le Pin d'Alep est indifférent à la nature physique ou chimique de la roche mère, ainsi qu'au type de sol. Cependant, il est essentiellement présent en France sur des calcaires compacts et fissurés, calcaires marneux et marnes à fortes contraintes hydriques, notamment à la base de l'étage mésoméditerranéen où il se développe spontanément sur les affleurements calcaires à sols peu profonds. Très tolérant au calcaire, sa productivité est pourtant plus importante sur des sites pauvres en calcaire (Fernandez et al., 2013). Le Pin d'Alep se régénère mieux sur des sols friables.

### Histoire et ancienneté

---

Près de 90 % des pinèdes de Pin d'Alep sont des forêts récentes. Le Pin d'Alep a en effet recolonisé d'anciennes terres agricoles suite à la déprise rurale au cours du XX<sup>ème</sup> siècle et ne constitue que très rarement des peuplements stables dans le temps.

## ■ Processus et interactions clés

### Dynamique de la végétation

---

Le Pin d'Alep est un conifère qualifié de post-pionnier nomade et ses peuplements suivent un modèle de végétation dit « expansionniste » (Rameau et al., 2008). Il présente en effet une reproduction massive, une fructification précoce et une productivité élevée. La strate arbustive de la pinède à Pin d'Alep se structure autour d'espèces adoptant les mêmes stratégies : temps de colonisation court, fortes sélections biologique (abondance de la pluie de graines, âge à la reproduction précoce) et écologique (occupation de tous les types de substrats) (Quézel et Barbéro, 1992 ; Tatoni et al., 1999).

La régénération du Pin d'Alep au sein de pinèdes matures est généralement peu efficace si une végétation concurrente peut se développer (en l'absence de perturbations fortes ou si les conditions pédoclimatiques sont favorables). Le Pin d'Alep montre également de grandes difficultés à se régénérer sous son propre couvert (Prévosto et al., 2009 ; Prévosto et al., 2012). Ces peuplements sont ainsi transitoires dans la dynamique de la végétation méditerranéenne, en l'absence de fortes perturbations.

### Dynamique spatiale

---

Certains peuplements de Pin d'Alep de basse altitude se développent sur des sols à très fortes contraintes édaphiques (zones très sèches sur marnes ou calcaires compacts), où ils représentent un stade d'équilibre de la végétation. Ces peuplements, les seuls qui sont considérés par la Directive Habitats, ne représentent qu'une très faible proportion de la superficie des pinèdes à Pin d'Alep en France (peuplements remarquables dans les Alpilles notamment). Ces peuplements particuliers présentent des enjeux de conservation bien plus importants que les peuplements de transition.

La déprise rurale et l'augmentation des surfaces incendiées qui caractérisent le sud de la France depuis la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle ont en effet été des facteurs largement favorables à ces peuplements. *Pinus halepensis* a également été amplement utilisé lors des reboisements du début du XX<sup>ème</sup> siècle, au sein de son aire de répartition, ce qui a favorisé sa dissémination.

Originellement cantonnée aux quelques stations les plus hostiles de Provence et du Languedoc (Figure 63), la pinède à Pin d'Alep s'étend aujourd'hui en large majorité comme faciès de substitution d'anciennes forêts caducifoliées ou sclérophylles détruites par des incendies, ainsi que comme végétation pionnière de garrigues et de terrasses anciennement pâturées ou cultivées (Quézel et Barbéro, 1992). Très minoritaire il y a encore 150 ans, le Pin d'Alep est devenu la 2<sup>ème</sup> essence résineuse en région méditerranéenne (Venetier et al., 2010).

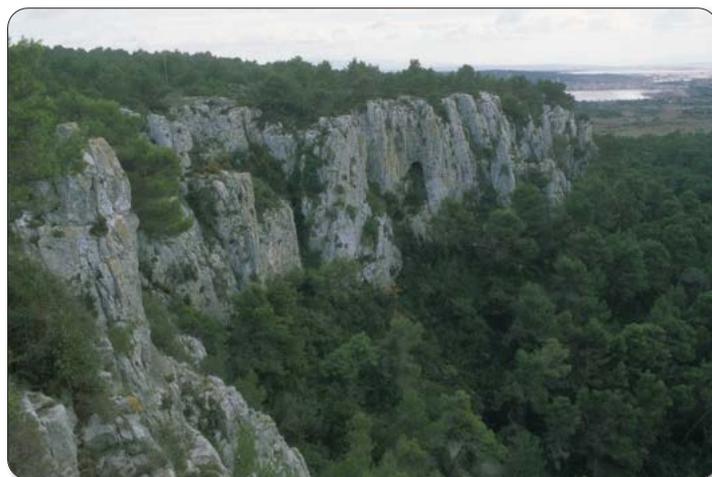


Figure 63 : Pinède à Pin d'Alep, falaise de la Clape (© H. Michaud / CBN Med)

## Stratégie de régénération

Les pins d'Alep comme la végétation thermophile qui les accompagne sont très inflammables et leurs peuplements sont très propices à la propagation des incendies (Ganteaume et al., 2013). Le passage du feu va alors déclencher l'ouverture des cônes de l'arbre, dont certains peuvent stocker des graines pendant plusieurs années (cônes « sérotineux », qui représentent 40 % à 80 % des cônes produits). Même en cas d'incendie relativement intense, une pluie de graines va s'échapper de ces cônes brûlés pendant plusieurs jours. La grande majorité va tomber à moins de 10-15 m de l'individu s'il est encore sur pied, les autres seront portées par le vent (Vennetier et al., 2013). Les incendies favorisent par conséquent la dispersion et la germination du Pin d'Alep.

## Maturité et structure

La longévité du Pin d'Alep est estimée à 200 ans (Rameau et al., 2008 ; Vennetier, comm. pers., 2015). Il a cependant été trouvé des individus de 250 ans en Tunisie et d'autres de plus 180 ans en Provence, en bon état sanitaire. Dans les milieux frais et humides, les champignons lignivores limitent cependant la longévité du Pin d'Alep à moins de 150 ans.

Les peuplements matures de Pin d'Alep (> 100 ans, d'après la méthode proposée par Rossi et Vallauri, 2013) sont plutôt rares dans l'écorégion méditerranéenne française, à l'exception de quelques très vieux individus dans des certains parcs, bastides ou châteaux (Lieuthaghi, 2013).

De nombreux peuplements sont en effet issus de la recolonisation d'anciennes terres agricoles ou de terrains incendiés et les incendies ayant touché ces pinèdes ont également entraîné leur rajeunissement.

Les pinèdes de Pin d'Alep présentent des structures diversifiées, depuis une structure très régulière pour des peuplements qui se sont régénérés après incendie à une structure plus irrégulière pour des boisements issus de la colonisation ancienne de terrains agricoles (Figure 64).

La plus forte transparence du houppier du Pin d'Alep par rapport à d'autres espèces de pins fait que la végétation se développe facilement en sous-bois (strate arbustive, strate herbacée) (Prévosto, comm. pers.).



Figure 64 : Pinède à Pin d'Alep sur d'anciennes terres agricoles (© Bernadette Huynh-Tan / CBN Me)

La Figure 65 présente de manière schématique le fonctionnement global de l'écosystème, ainsi que l'impact des principales menaces identifiées ci-après.

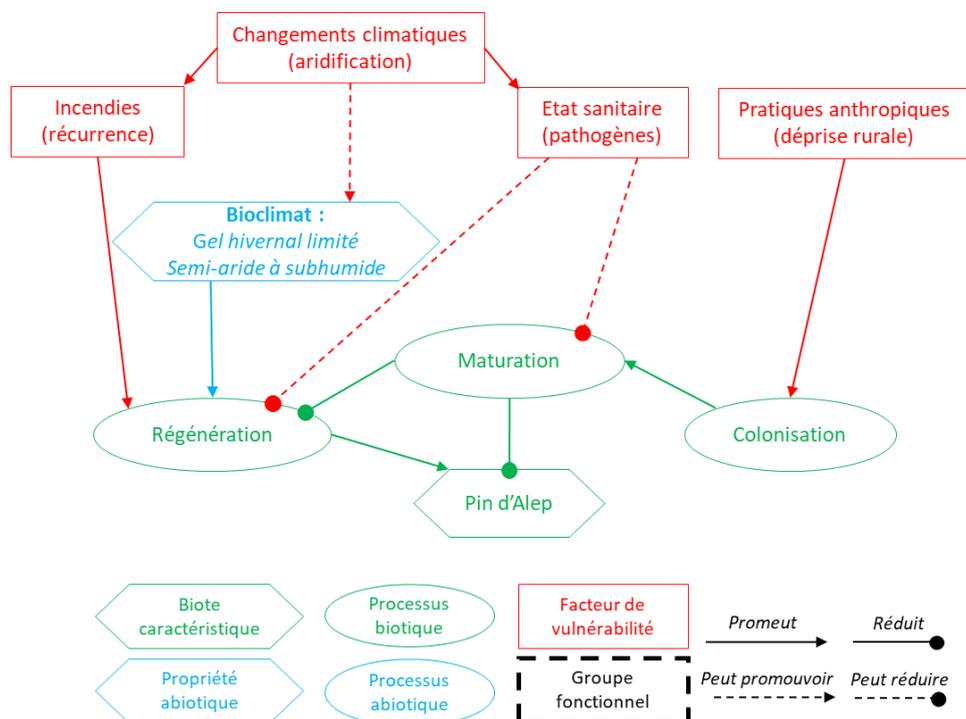


Figure 65 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées

## ■ Facteurs de vulnérabilité

### Dynamique successionnelle

Si la superficie des pinèdes à Pin d'Alep a fortement progressé au cours des dernières décennies, la diminution du nombre d'incendies et de la superficie des zones incendiées ont conduit un certain nombre de ces pinèdes à une plus grande maturité. Or cette maturation favorise également le retour des essences « climaciques », comme le Chêne pubescent et le Chêne vert. Ainsi, ce dernier se trouve aujourd'hui en mélange avec le Pin d'Alep sur près de 30 000 ha de pinèdes. En l'absence d'incendies, de milieux ouverts à coloniser ou d'interventions sylvicoles adaptées, la majorité des pinèdes à Pin d'Alep ne sera pas en capacité de se régénérer à l'avenir.

### Incendies

Si les incendies participent à la dynamique de la pinède à Pin d'Alep, une récurrence trop importante peut entraîner une régression de cette dynamique au profit des fruticées ou des garrigues (Bensettiti et al., (coord), 2001). Or les prévisions climatiques à moyen terme réalisées à l'échelle de la Méditerranée suggèrent une augmentation de l'aléa incendie via l'augmentation du stress hydrique (la végétation, plus sèche, sera d'autant plus inflammable), l'augmentation de la fréquence des périodes de risque extrême, un allongement des saisons propices aux incendies et une extension de la zone géographique concernée par ces phénomènes (32 départements français concernés vers l'arrière-pays). Le nombre de départs de feux risque également de croître tout comme ainsi que la fréquence des très grands incendies (Rigolot, 2008).

De plus, les pinèdes à Pin d'Alep sont souvent situées au niveau de zones où la progression de l'habitat diffus et isolé est forte. Les « interfaces habitat-forêt » sont en effet les plus propices aux incendies en région méditerranéenne et constituent de fait un facteur supplémentaire d'augmentation du nombre de départs de feu (Lampin et al., 2011).

## Gestion forestière et exploitation

Actuellement, la demande en bois énergie tend à s'accroître et entraîne un regain d'exploitation des pinèdes à Pin d'Alep. Dans ce contexte, l'exploitation des rares peuplements des stades d'équilibre, ou ceux potentiellement anciens, et/ou matures abritant des espèces patrimoniales, etc., constitue une menace à suivre avec précision.

## Pathogènes et ravageurs

Divers agents pathogènes s'attaquent au Pin d'Alep. Ils ne constituent cependant pas actuellement une menace à l'échelle de l'écosystème et seuls quelques dépérissements d'individus sont observés. Les dégâts peuvent néanmoins être importants en termes économiques : *Trametes pini*, par exemple, affecte une grande partie des pinèdes des alentours de Montpellier et déprécie la valeur du bois.

Les pathologies observées sont :

- La maladie chancreuse (*Crumenulopsis sororia*) ;
- La tumeur bactérienne (*Corynebacterium halepensisoides*) ;
- La rouille vésiculeuse des rameaux (*Cronartium flaccidum*) ;
- La Tramète des pins (*Trametes pini*) et le polypore marginé (*Fomitopsis pinicola*) ;
- Les divers insectes ravageurs dont la Ciccadelle des aiguilles des pins (*Haematoloma dorsata*) et l'Hylésine destructeur (*Tomicus destruens*).

Le risque d'expansion et de multiplication des attaques de certains champignons (chancre, rouille, etc.) est important, notamment du fait des températures hivernales de plus en plus élevées et des dégâts de gel tardifs lésant les tissus de pousses de Pin d'Alep en pleine croissance hivernale (entre mi-décembre et mi-février), comme cela a été observé massivement en 2015. Le risque phénologique est également non négligeable : si ces phénomènes ne peuvent suffire à entraîner l'écosystème vers l'effondrement, ils peuvent néanmoins limiter la dynamique du Pin d'Alep et favoriser son dépérissement dans les zones déjà critiques. Il faut de plus considérer l'introduction possible de nouveaux parasites (Boutte et al., 2013).

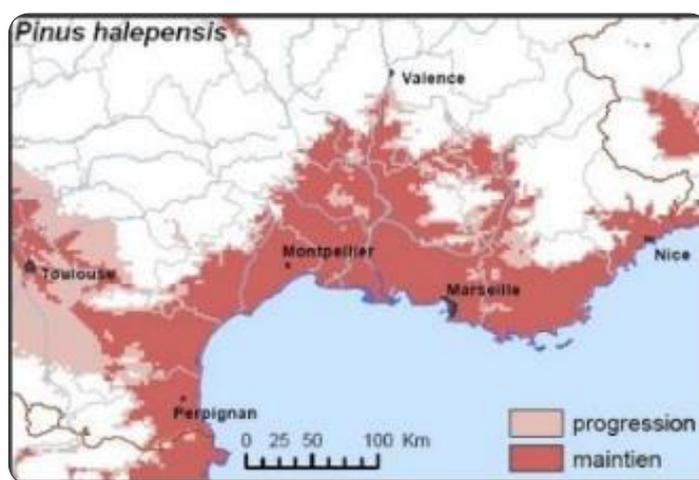
## Changements climatiques

La principale limite écologique du Pin d'Alep en France est liée au gel hivernal, le réchauffement du climat méditerranéen lui permettant au contraire d'augmenter son altitude limite d'implantation (Figure 66). Le Pin d'Alep a également allongé de près de 15 jours sa saison de végétation en France en l'espace de seulement 40 ans (Vennetier et al., 2005).

L'augmentation des températures moyennes hivernales rend en revanche le Pin d'Alep beaucoup plus sensible aux épisodes de froid. On observe en effet, depuis les années 2000, une croissance du Pin d'Alep quasi-continue sur l'année, avec un démarrage des pousses et de la floraison mâle dès le mois de décembre (Vennetier et al., 2010).

Ceci rend les jeunes pousses gorgées de sève très sensible au gel. En 2011 et 2012, des coups de gel durant le mois de février ont ainsi détruit près de 30 % des rameaux de pins d'Alep à l'échelle de la Provence (Vennetier, non publié). Même lorsqu'elles ne sont pas détruites, les jeunes pousses dont les tissus sont lésés en surface sont très sensibles aux attaques de champignons au printemps suivant, ce qui accentue les dégâts.

Si les conditions climatiques prévues pour la France méditerranéenne pour le siècle à venir sont bien loin des limites écologiques du Pin d'Alep, par ailleurs actuellement observées au Maghreb (moins de 350 mm/an de précipitation et 7 mois de sécheresse), le climat actuel des basses altitudes de Provence et du Languedoc ne correspond déjà plus à son optimum (Vennetier et al., 2010). Ceci se traduit notamment par une diminution de sa productivité, qui fut croissante durant l'ensemble du XXème siècle en France (Figure 67). Le Pin d'Alep resterait tout de même une espèce capable de former des peuplements forestiers hauts et denses à basse altitude, en France méditerranéenne (Vennetier et Huc, 2013).



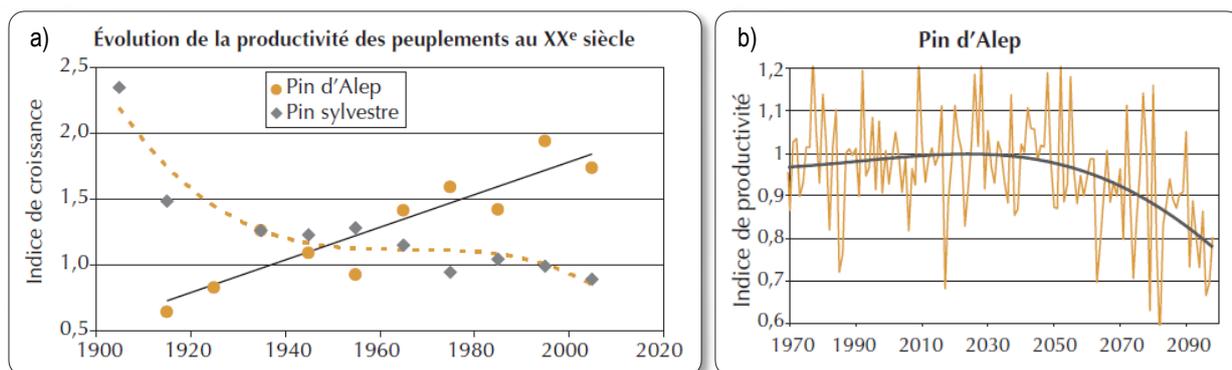


Figure 67 : Evolution de l'indice de productivité de *P. halepensis* et *P. silvestris* pendant le XX<sup>e</sup> siècle (a) et évolution simulée de la productivité du Pin d'Alep entre 1970 et 2100 (b) (Source : Vennetier *et al.*, 2005)



## Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015)

### ■ Critère A : réduction de la distribution spatiale

#### A.1 : Réduction au cours des 50 dernières années

Les pinèdes à Pin d'Alep ont connu une extension de leur distribution au cours des 50 dernières années, principalement du fait de recolonisation d'anciennes terres agricoles et de terrains incendiés.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

#### A.2a : Réduction estimée au cours des 50 prochaines années

L'état actuel des connaissances ne permet pas de conclure à une réduction significative de la distribution des pinèdes à Pin d'Alep au cours des 50 prochaines années. Une attention particulière devra toutefois être portée aux faciès d'intérêt écologique majeur, en particulier les quelques peuplements « climaciques ».

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

#### A.2b : Réduction estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

Comme indiqué pour les sous-critères A.1 et A.2a, la superficie de l'écosystème est plutôt sur une tendance d'expansion que de réduction pour la période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

#### A.3 : Réduction depuis une référence historique (≈1750)

En 1878, la distribution des pinèdes à Pin d'Alep s'étendait sur environ 48 000 ha (dont 400 ha en Languedoc, d'après les statistiques forestières de 1878 in Pardé, 1957). Ces pinèdes connaissent ensuite une expansion très forte en Provence jusqu'en 1908 (124 500 ha), plus réduite en Languedoc (800 ha). Cette progression se poursuit de manière régulière ; 161 000 ha en Provence en 1976, 23 640 ha en Languedoc en 1978 et une surface totale de 213 000 ha en 1992. Aujourd'hui, les pinèdes à Pin d'Alep s'étendraient sur environ 250 000 ha en France méditerranéenne, en incluant les peuplements mixtes et matorrals.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

**La catégorie de menace Préoccupation-Mineure (LC) est attribuée à l'écosystème « Pinèdes à Pin d'Alep » selon le critère A.**

## ■ Critère B : Distribution spatiale restreinte

### B.1 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>)

---

La zone d'occurrence des pinèdes à Pin d'Alep, qui ne comprend pas la Corse, est d'environ 57.000 km<sup>2</sup>. Elle est ainsi supérieure au seuil du sous-critère B1 (50 000 km<sup>2</sup>) (Figure 68).

### B.2 : Zone d'occupation (maille 10x10 km)

---

La zone d'occupation de cet écosystème est également supérieure à 50 mailles de 10x10 km (Figure 68) (seuil maximal du critère B2).

### B.3 : nombre de localités

---

Le nombre de localités, déterminé par rapport à la menace principal de cet écosystème, est bien supérieur à 5 (seuil du critère B3).

## Déclin continu ou menace imminente

---

Les pinèdes à Pin d'Alep ne présentent pas de déclin continu, que ce soit en superficie ou en termes de qualité environnementale ou d'interactions biotiques, et aucune menace ne semble susceptible d'entraîner leur déclin au cours des 20 prochaines années. De même que pour le sous-critère A.2a, une attention particulière devra toutefois être portée aux peuplements d'intérêt écologique majeur (peuplements climaciques) qui occupent eux une distribution spatiale restreinte et pourraient être en déclin au cours des 20 prochaines années.

**La catégorie de menace Préoccupation-Mineure (LC) est attribuée à l'écosystème « Pinèdes à Pin d'Alep » selon le critère B.**

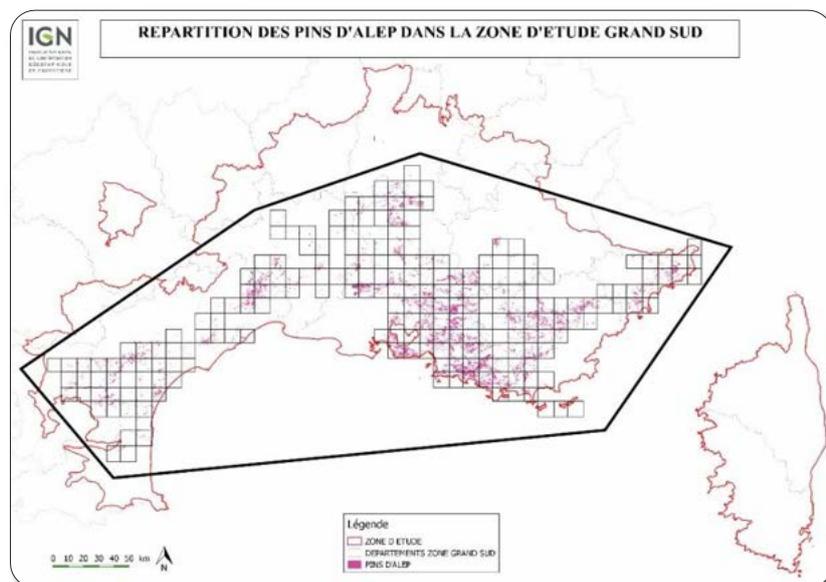


Figure 68 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) des pinèdes à Pin d'Alep en France métropolitaine

## ■ Critère C : Dégradation de l'environnement abiotique

### C.1 Modification d'une variable abiotique au cours des 50 dernières années

---

Il n'y a pas eu de dégradation environnementale ou de modification de paramètres abiotiques ayant pu réduire la capacité des pinèdes à Pin d'Alep à conserver leur biote indigène caractéristique au cours des 50 dernières années. On constate même au cours de cette période, pour le Pin d'Alep, une augmentation de sa productivité du fait des changements climatiques.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

## C.2a Modification d'une variable abiotique estimée au cours des 50 prochaines années

---

Les impacts de l'évolution du climat méditerranéen sur les peuplements de Pin d'Alep en France sont à considérer selon les conditions du bilan hydrique. Ainsi, les stations dont le bilan hydrique est déjà très défavorable, notamment sur roches peu fissurées ou peu altérées et où se trouvent les faciès climaciques de la pinède à Pin d'Alep pourraient être menacées à plus ou moins long terme. Les peuplements des stations les plus favorables en termes de bilan hydrique et thermique, sur sols profonds et fonds de vallons, pourraient quant à eux montrer quelques dépérissements d'arbres en place mais la régénération forestière ne serait pas compromise. Cela reste une hypothèse, le Pin d'Alep étant, comme expliqué auparavant, une essence particulièrement adaptée aux contraintes climatiques.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

## C.2b Modification d'une variable abiotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

Il n'y a pas eu de dégradation environnementale ou de modification de paramètres abiotiques ayant réduit ou pouvant réduire la capacité des pinèdes à Pin d'Alep à conserver leur biote indigène caractéristique au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

## C.3 Modification d'une variable abiotique depuis une référence historique ( $\approx 1750$ )

---

Il n'y a pas eu de dégradation environnementale ou de modification de paramètres abiotiques ayant réduit la capacité des pinèdes à Pin d'Alep à conserver leur biote indigène caractéristique au cours de l'histoire contemporaine. Au contraire, le climat et certaines perturbations abiotiques ont plutôt favorisé l'expansion du Pin d'Alep en région méditerranéenne française.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

**La catégorie de menace Préoccupation-Mineure (LC) est attribuée à l'écosystème « Pinèdes à Pin d'Alep » selon le critère C.**

### ■ Critère D : Perturbation des processus et interactions biotiques

## D.1 Modification d'une variable biotique au cours des 50 dernières années

---

Les pinèdes à Pin d'Alep ont plutôt eu tendance à gagner du terrain au cours des 50 dernières années, en particulier sur d'anciennes terres agricoles ou forêts incendiées, ainsi qu'à gagner en maturé. Cependant, la faible capacité de régénération de ces pinèdes pionnières favorise notamment le retour du Chêne vert, qui se trouve désormais en mélange avec le Pin d'Alep sur près de 30 000 ha de peuplements forestiers. Les changements de variables biotiques pouvant être constatés au cours des 50 dernières années ont donc été plutôt favorables à cet écosystème, malgré la nette progression du Chêne vert.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

## D.2a Modification d'une variable biotique estimée au cours des 50 prochaines années

---

La majorité des peuplements de Pin d'Alep sont transitoires et ne se régénèreront pas à long terme, ou mal, sans interventions sylvicoles (Prévosto *et al.*, 2012). En l'absence d'incendies et de milieux ouverts à coloniser, le Pin d'Alep se retrouve en effet en concurrence directe avec les autres essences forestières méditerranéennes, notamment le Chêne vert. Ainsi, 30 000 ha de pinèdes à Pin d'Alep sont déjà identifiés comme des peuplements mixtes de Pin d'Alep et de Chêne vert, ce représente près de 15 % de leur distribution en France.

De plus, le regain d'intérêt pour l'exploitation des forêts méditerranéennes, dans le contexte du développement de la filière du bois énergie, pourrait constituer une menace pour cet écosystème en cas d'exploitation trop intensive, notamment pour les cortèges d'espèces liés aux faciès de superficie restreinte (peuplements climaciques). Nous ne disposons pas de données quantitatives suffisantes pour renseigner les seuils définis par Keith *et al.* (2014). Une analyse plus fine serait nécessaire à une échelle locale.

**En l'état actuel des connaissances, ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

## D.2b Modification d'une variable biotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

De même que pour le sous-critère D2a, la **catégorie Données-Insuffisantes (DD)** est attribuée à l'écosystème pour ce sous-critère.

## D.3 Modification d'une variable biotique depuis une référence historique ( $\approx 1750$ )

---

La superficie de pinèdes à Pin d'Alep s'est considérablement accrue depuis 1900, comme vu pour le critère A. Au cours de ces 250 dernières années, les changements de paramètres biotiques ont ainsi été favorables à l'écosystème.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

**La catégorie de menace Préoccupation-Mineure (LC) est attribuée à l'écosystème « Pinèdes à Pin d'Alep » selon le critère D.**

### ■ 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 Pin d'Alep à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne française, qui soit capable de prendre en compte l'ensemble des facteurs pouvant conduire à cet effondrement. Cependant, les modèles numériques d'évolution de l'aire climatique favorable au Pin d'Alep montrent une expansion de celle-ci au cours des 50 prochaines années.

**La catégorie de menace Préoccupation-Mineure (LC) est attribuée à l'écosystème « Pinèdes à Pin d'Alep » selon le critère E.**

## ■ Bilan de l'évaluation des pinèdes à Pin d'Alep en France

Critère	Sous-critère	Statut
<b>A : Réduction de la distribution spatiale</b>	A.1 : 50 dernières années	LC
	A.2a : 50 prochaines années	LC
	A.2b : 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	LC
	A.3 : Depuis une référence historique (≈1750)	LC
<b>B : Distribution spatiale restreinte</b>	B1. Zone d'occurrence	LC
	B2. Zone d'occupation	LC
	B3. Nombre de localités	LC
<b>C : Dégradation de l'environnement abiotique</b>	C.1 50 dernières années	LC
	C.2a 50 prochaines années	DD
	C.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	LC
	C.3 Depuis une référence historique (≈1750)	LC
<b>D : Perturbation des processus et interactions biotiques</b>	D.1 50 dernières années	LC
	D.2a 50 prochaines années	DD
	D.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	D.3 Depuis une référence historique (≈1750)	LC
<b>E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème</b>		DD
<b>Statut de l'écosystème</b>		<b>LC</b>

## ■ Fiabilité de l'évaluation

Bonne (données de superficie disponible auprès de l'IGN, bibliographie complète sauf pour les faciès climatiques, dires d'experts).

## ■ Évaluateur

Comité français de l'UICN (Magali Rossi, Aurélien Carré)



## Bilan et interprétation de l'évaluation

Les peuplements forestiers dominés par le Pin d'Alep sont en majorité transitoires et présentent des difficultés de régénération : en l'absence de perturbations, le Pin d'Alep se retrouve en concurrence avec les autres essences forestières méditerranéennes, notamment le Chêne vert, et sa propre régénération est peu efficace. Les changements climatiques perturbent également le fonctionnement de la pinède à Pin d'Alep, même si l'augmentation des températures moyennes lui permet d'augmenter son altitude limite d'implantation. Les températures moyennes hivernales plus élevées ont par exemple décalé sa date de floraison et rendent le Pin d'Alep plus sensible aux gelées tardives.

Surtout, le climat actuel des plaines thermo et mésoméditerranéennes ne correspond déjà plus à l'optimum climatique du Pin d'Alep. Ceci se traduit par une baisse de sa productivité, auparavant croissante tout au long du XX<sup>ème</sup> siècle. De plus, certains pathogènes du Pin d'Alep pourraient tirer profit de températures plus élevées en hiver ainsi que des dégâts de gel, même s'ils ne constituent pas actuellement une menace à l'échelle de l'écosystème.

L'écosystème « Pinèdes à Pin d'Alep » est évalué Préoccupation-Mineure (LC) face à un risque d'effondrement en France, selon la méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN. Compte tenu de ses évolutions récentes et historiques, et malgré les incertitudes concernant la capacité de régénération de la pinède à Pin d'Alep sur les milieux qu'elle a conquis au cours des dernières décennies et l'évolution du climat méditerranéen, mais aussi concernant l'exploitation des forêts méditerranéennes à l'avenir, il apparaît relativement improbable que cet écosystème connaisse un effondrement au cours des 50 prochaines années. Cependant, les pinèdes des stations à bilans hydriques déjà très défavorables et notamment les pinèdes dites « climaciques », proches du littoral, pourraient être menacées en France dans un avenir proche.



## Références

Rédacteur de la fiche d'évaluation de l'habitat 9540 : Corinne Frachon

**Abbas H., Barbéro M., Loisel R., Quézel P., 1985.** *Les forêts de pin d'Alep dans le Sud-Est méditerranéen français. Analyses écodendrométriques. Deuxième partie, Forêt Méditerranéenne, VII(2), pp 123-130.*

**Bardat J., Bioret F., Botineau M., Bouillet V., Delpech R., Géhu J.-M., Touffet J., 2001.** *Prodrome des végétations de France*, MNHN, 143 p.

**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, 339 p + 423 p + CD.

**Bissardon M., Guibal L., Rameau J.-C., 1997.** *CORINE biotopes. Version originale. Types d'habitats français*, ENGREF, MNHN, 175 p.

**Boutte B., Durand-Gillmann M., Boivin T., 2013.** *Surveillance phytosanitaire : dix problèmes à connaître. In « Le pin d'Alep en France », B. Prévosto (coord.), éditions QUAE, pp 28-41.*

**Davies C. E., Moss D., O Hill M., 2004.** *Eunis habitat classification revised 2004*, European Environment Agency, 307 p.

**Fady B., Semerci, H., Vendramin, G. G., 2003.** *Technical guidelines for genetic conservation and use for Aleppo pine (Pinus halepensis) and Brutia pine (Pinus brutia)*, EUFORGEN, International Plant Genetic Resources Institute, Rome, Italy, 6 p.

**Fernandez C., Bousquet Mélou A. Prévosto B., 2013.** *Répartition dans le bassin méditerranéen et en France. In « Le pin d'Alep en France », B. Prévosto (coord.), éditions QUAE, pp 23-27.*

**Ganteaume A., Dupuy J.L., Pimont F., 2013.** *Inflammabilité et comportement au feu. In « Le pin d'Alep en France », B. Prévosto (coord.), éditions QUAE, pp 95-102.*

**IGN, 2016.** *Elaboration de cartes des peuplements et de cartogramme des espèces dans la zone d'étude de l'arc méditerranéen, statistiques sur la répartition, la quantification et la part de forêts anciennes de Cassini des peuplements étudiés*, Convention UICN-IGN.

**Keith D. A., Rodríguez J. P., Rodríguez-Clark K. M., Nicholson E., Aapala, K., Alonso A., Zambrano-Martínez S., 2013.** *Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems*, Plos one, 8(5), e62111.

**Lieuthagi P., 2013.** *Ethnobotanique : histoire sociale, usages anciens. In « le pin d'Alep en France », B. Prévosto (coord.), éditions QUAE. », pp 11-15.*

**Louvel J., Gaudillat V., Poncet, 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.

**Pardé, 1957.** *La productivité des forêts de pin d'Alep en France*, Annales de l'École Nationale des Eaux et Forêts – Tome XV Fascicule 2, pp 365-414

- Prévosto, B., Ripert, C., Favand, G., Lopez, J., Estève, R., Martin, W., N'Diaye, A., 2009.** *Régénération du pin d'Alep en Basse Provence. Impact des traitements du sol, de la végétation et des rémanents*, Forêt Méditerranéenne, XXX(1), pp 3–12.
- Prévosto B., Amandier L., Quesney T., De Boisgelin G., Ripert C., 2012.** *Régénérer efficacement les peuplements de pin : des travaux souvent indispensables ! L'exemple des peuplements à pin d'Alep en zone méditerranéenne*, Forêt Méditerranéenne, XXXIII(4), pp 1-10.
- Prévosto B. (coord.), 2013.** *Le pin d'Alep en France*, éditions QUAE, 102 p.
- Quézel, P., Barbéro, M., 1992.** *Le pin d'Alep et les espèces voisines : répartition et caractères écologiques généraux, sa dynamique récente en France méditerranéenne*, Forêt Méditerranéenne, XIII(3), pp 158–170.
- Rameau J.-C., Mansion D., Dumé G., Gauberville C., 2008.** *Flore forestière française, Guide écologique illustré, Tome 3 : Région méditerranéenne*, Institut pour le Développement Forestier, 2426 p.
- Rossi M., Vallauri D., 2013.** *Évaluer la naturalité. Guide pratique version 1.2*, Rapport WWF France, 154 p.
- Rousselet, C., Bilger, I., Heois, B., Ginisty, C., 2003b.** *Conseil d'utilisation des matériels forestiers de reproduction – Régions de provenance variétés améliorées, Fiche Pinus halepensis – Pin d'Alep*, Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de La Pêche et Des Affaires Rurales, Cemagref, pp 91–92.
- Tatoni T., Barbéro M., Gachet-Boudemaghe S., 1999.** *Dynamique des boisements naturels en Provence, Boisements naturels des espaces agricoles*, Ingénieries – EAT, pp 49-57.
- Vennetier M., Vila B., Liang E.-Y., Guibal F., Ripert C., Chandioux O., 2005.** *Impact du changement climatique sur la productivité forestière et le déplacement d'une limite bioclimatique en région méditerranéenne française*, Ingénieries, n°44, pp 49-61.
- Vennetier, M., Ripert, C., Chandioux, O., Estève, R., Brochiero, F., Rathgeber, C., 2010.** *Évaluation de la croissance du pin d'Alep en région méditerranéenne française*, Revue Forestière Française, 5, 11 p.
- Vennetier M., 2012.** *Changement climatique et dépérissements forestiers : causes et conséquences. Changement climatique et modification forestière*, CNRS, pp 50-60.
- Vennetier M., Prévosto B., Rigolot E., 2013.** *La régénération après incendie*. In « *Le pin d'Alep en France* », B. Prévosto (coord.), éditions QUAE, pp 103-108.
- Vennetier M., Huc R., 2013.** *Les défis du changement climatique*. In « *Le pin d'Alep en France* », B. Prévosto (coord.), éditions QUAE, pp 42-51.

# Pinèdes à Pin maritime mésogéen



## Présentation et distribution géographique

Le Pin maritime mésogéen est une des 2 sous-espèces de Pin maritime présentes en France avec le Pin maritime des Landes. C'est une essence pionnière qui forme essentiellement des peuplements forestiers de transition, issues de la colonisation de terrains incendiés ou d'anciennes terres agricoles.

Les pinèdes de Pin maritime mésogéen sont en France principalement situées en Corse, où elles s'étendent actuellement sur 50 000 ha, ainsi qu'en région PACA dans les départements du Var et des Alpes-Maritimes. Quelques peuplements se trouvent également dans les départements du Gard et de l'Aude (Figure 69). Cet écosystème s'étend au total sur près de 100 000 ha en région méditerranéenne française (Hamza, 2008 ; Bariteau, 2005 ; Cazaux et al., 2009 ; IGN, 2016).

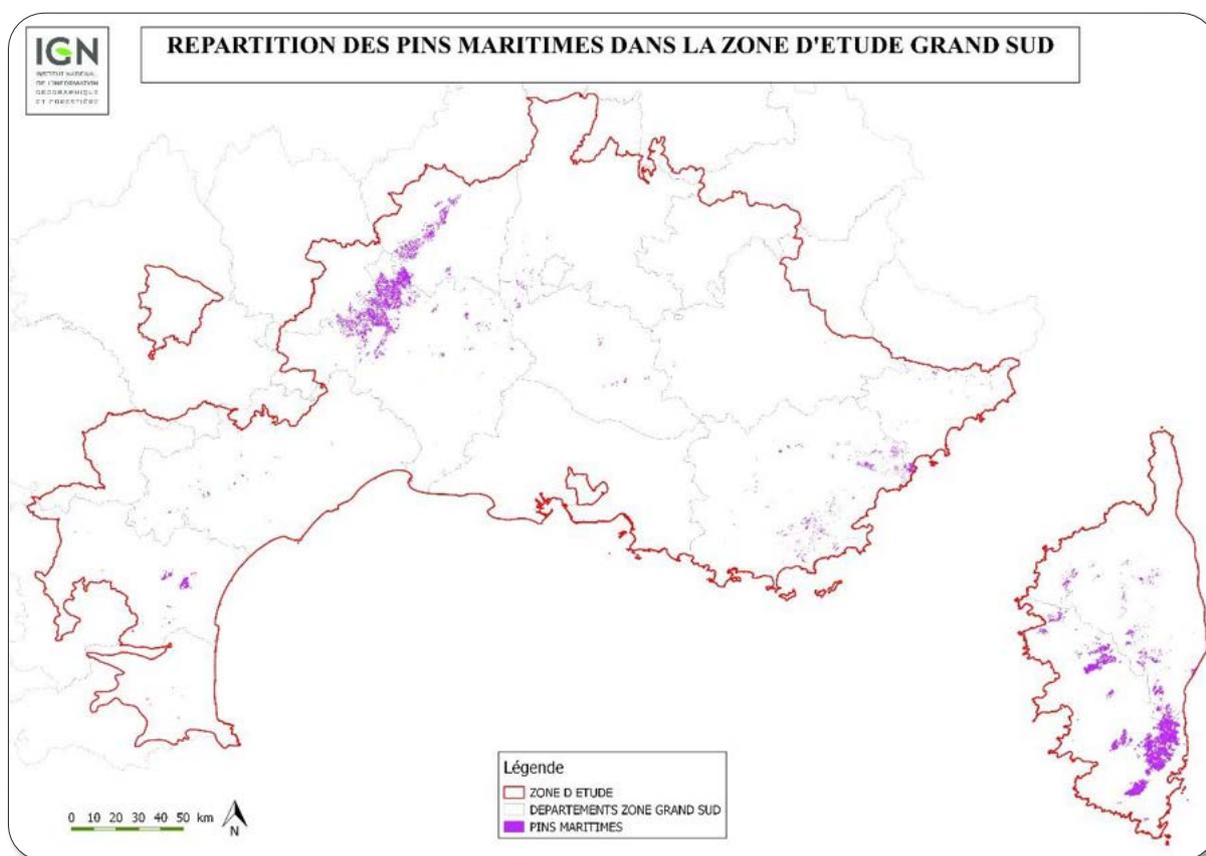


Figure 69 : Répartition des peuplements dominés par le Pin maritime mésogéen dans l'écorégion méditerranéenne française (IGN, 2016)



## Classification

### ■ EUNIS / Corine Biotopes

Nous retenons pour l'écosystème « Pinèdes à Pin maritime mésogéen » l'unité présentée dans le Tableau 19.

**Tableau 19. Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Pinèdes à Pin maritime mésogéen » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013)**

Code	Intitulé	Description
G3.72	Pinèdes à <i>Pinus pinaster</i> ssp. <i>pinaster</i> ( <i>Pinus mesogeensis</i> )	Forêts de <i>Pinus pinaster</i> ssp. <i>pinaster</i> ( <i>Pinus mesogeensis</i> ) de la Méditerranée occidentale, se trouvant principalement sur des substrats siliceux de l'étage mésoméditerranéen, mésoméditerranéen supérieur et supraméditerranéen de l'Espagne, du Portugal, de Corse, du sud-est de la France, du nord-ouest de l'Italie, de Sardaigne et de Pantelleria, hors dunes littorales (pour les formations dunaires, voir l'unité B1.71).
G3.722	... des Corbières	Peuplements isolés dominés par le <i>Pinus pinaster</i> du massif des Corbières
G3.723	... franco-italiennes	Forêts de <i>Pinus pinaster</i> des substrats siliceux de l'étage mésoméditerranéen de Provence, des marnes et calcaires de l'étage mésoméditerranéen supérieur des Alpes maritimes et ligures, et des sols surtout siliceux ou argileux des collines ligures et toscanes.
G3.724	... corses	Forêts à <i>Pinus pinaster</i> dominant des étages méso- et supraméditerranéen de Corse, surtout sur substrats granitiques. Elles sont très développées, accompagnées par un sous-bois apparenté à du maquis, dans l'étage mésoméditerranéen, surtout à son niveau supérieur. Elles existent localement à l'étage supraméditerranéen, sur des adrets et à des altitudes moindres, comme faciès des forêts de Pin laricio.

Ces unités EUNIS correspondent à l'unité 42.82 (823 et 824) de Corine Biotopes (Bissardon et al., 1997).

### ■ Types d'habitats d'intérêt communautaire (Bensettiti et al., (coord), 2001)

Les pinèdes à pins maritimes mésogéens correspondent à l'Habitat 9540-1 « Pinèdes méditerranéennes de pins mésogéens endémiques : Pin maritime ». Cet habitat inclut les bois spontanés s'implantant comme étages de substitution ou paraclimaciques des yeuseraies, ainsi que les plantations anciennes réalisées au sein de l'aire de distribution naturelle du Pin maritime. En France, cet habitat se décline en 6 habitats élémentaires, tous traités dans cette fiche :

- 9540-1.1 Peuplements de pin maritime des Corbières ;
- 9540-1.2 Peuplements de Provence et Alpes-Maritimes sur substrats siliceux de basse altitude ;
- 9540-1.3 Peuplements de Provence et Alpes-Maritimes sur substrats siliceux à plus de 350 m ;
- 9540-1.4 Peuplements de Provence et Alpes-Maritimes sur substrats calcaires et dolomitiques ;
- 9540-1.5 Peuplements mésoméditerranéens de Corse ;
- 9540-1.6 Peuplements supraméditerranéens de Corse.

### ■ Classification phytosociologique (Bardat et al., 2004)

Végétation caractéristique des pinèdes à Pin mésogéen thermophiles et mésoméditerranéennes :

- **Classe** : *Quercetea ilicis*
  - **Ordre** : *Quercetalia ilicis*
    - **Alliance** : *Quercion ilicis*

- **Ordre** : *Pistacio lentisci-Rhamnetalia alaterni*
  - **Alliance** : *Ericion arboreae*

## Pinèdes à Pin maritime mésogéen supraméditerranéennes :

---

- **Classe** : *Quercu roboris-Fagetea sylvaticae*
  - **Ordre** : *Fagenalia sylvaticae*
    - **Alliance** : *Luzulo luzuloidis-Fagion sylvaticae*

Ces végétations sont souvent décrites comme des sous-associations végétales dominées par *Pinus pinaster* ssp *pinaster*.

### ■ IUCN Habitats classification scheme (Version 3 .1)

Forêt tempérée.



## Description

---

Le Pin maritime mésogéen est une sous-espèce de Pin maritime adaptée au contexte méditerranéen. Ces pins mésogéens présentent ainsi une grande plasticité d'implantation autant en termes de sols que de climats et leurs peuplements peuvent s'étendre depuis le littoral jusqu'à la base de l'étage montagnard, en Corse.

Pourtant, ces pinèdes ne sont pas considérées comme « climatiques » en France mais comme une végétation de transition. Le Pin mésogéen a en effet essentiellement colonisé des terrains incendiés ou anciennement parcourus par le bétail. Comme le Pin d'Alep, le Pin maritime mésogéen se retrouve en concurrence avec les autres essences forestières méditerranéennes en l'absence de perturbations ou d'espaces à coloniser.

### ■ Biote indigène caractéristique

## Végétation

---

### Essence dominante

Il existe 3 sous-espèces de Pin maritime (*Pinus pinaster* Aiton.) : une sous-espèce maghrébine (*Pinus pinaster* subsp. *renouii*) (Maroc, Tunisie et Algérie, entre 1 000 et 2 000 m d'altitude), une sous-espèce atlantique (*Pinus pinaster* subsp. *hamiltonii*) et une sous-espèce méditerranéenne (*Pinus pinaster* subsp. *pinaster*). Ces deux dernières sont présentes en France et se différencient par la forme de leur tronc, légèrement sinueux pour la sous-espèce atlantique et droit pour le Pin mésogéen, ainsi que par leur port, le Pin maritime mésogéen présentant des ramifications latérales horizontales tandis que celles de la sous-espèce atlantique sont espacées et redressées.

Le Pin mésogéen est par ailleurs plus sensible aux pathogènes que le Pin atlantique, notamment *Matsucoccus* et *Diocryctria*, ainsi qu'aux froids hivernaux. Il est cependant plus résistant à la sécheresse (Rameau et al., 2008).

Les pins maritimes présents dans le massif des Corbières sont une originalité génétique en France (Raffin, 2011). Ils sont en effet génétiquement rattachés à la sous-espèce atlantique, en raison des introgressions de pins landais utilisés pour des reboisements dans le massif, mais présentent des traits fonctionnels qui se rapprochent plutôt des pins maritimes mésogéens. Ils sont par exemple moins résistants au pathogène *Matsucoccus feytaudi* que leurs cousins landais, mais restent plus résistants que les autres pins maritimes mésogéens du massif des Maures.



Figure 70 : Pinède à Pin maritime supraméditerranéenne, Corse  
(© A. Lagrave)

## Espèces associées

Selon les stations, le Chêne vert (*Quercus ilex*), le Chêne pubescent (*Quercus pubescens*), le Charme houblon (*Ostrya carpinifolia*), le Pin d'Alep (*Pinus halepensis*) ou le Pin laricio (*P. nigra* subsp. *laricio* var. *corsicana*) peuvent se trouver en mélange avec le Pin maritime (Barbéro et al., 1998 ; Bensettiti et al. (coord), 2001 ; Tassin, 2012).

Les peuplements de pins maritimes mésogéens présentent une strate arbustive variée (Figure 70), essentiellement structurée autour de la Bruyère arborescente (*Erica arborea*) ou de la Bruyère à balai (*Erica scoparia*), l'Arbousier (*Arbutus unedo*), le Chèvrefeuille des Baléares (*Lonicera implexa*), le Pistachier lentisque (*Pistacia lentiscus*) ou le Térébinthe (*P. terebinthus*), ou encore la Filaire à feuilles étroites (*Phillyrea angustifolia*).

## ■ Milieu physique

### Bioclimat

Les pinèdes à Pin maritime mésogéen ont une aire d'occurrence étendue, depuis le littoral jusqu'à 800 m d'altitude sur le continent, et 1 100 m d'altitude en Corse. Ce gradient altitudinal correspond aux étages thermo (Figure 72), méso (Figure 71) et supraméditerranéens. La zone bioclimatique concernée correspond ainsi à des bioclimats humides à subhumides.

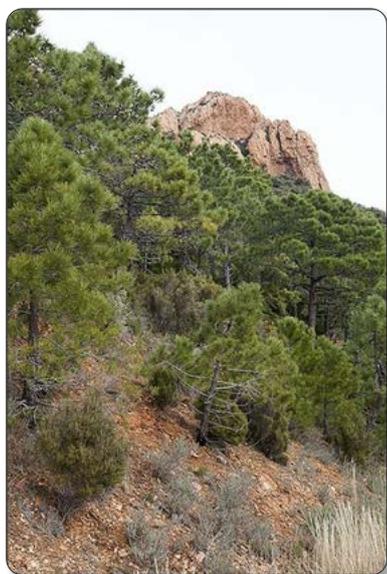


Figure 72 : Pinède à pin maritime, Estérel (© A. Lagrave)



Figure 71 : Pinède à pin maritime mésoméditerranéenne, Corse (© A. Lagrave)

### Type de sol

Les pins maritimes mésogéens se retrouvent aussi bien sur substrats siliceux, dolomitiques et calcaires que sur les marnes et les roches acides de Corse. Présents sur des sols plus ou moins profonds, ils marquent cependant une préférence pour les roches qui se désagrègent, ce qui favorise leur enracinement vertical (Barbéro et al., 1998 ; Bensettiti et al. (coord), 2001 ; Quézel et Médail, 2003 ; Tassin, 2012).

### Histoire et ancienneté

Moins de 7 % des peuplements dominés par le Pin maritime mésogéen en région méditerranéenne française peuvent être identifiées comme des forêts anciennes, attesté par la carte de Cassini (IGN, 2016). L'essentiel des pinèdes à Pin maritime mésogéen correspond donc à des forêts récentes, issues de recolonisations d'anciennes terres agricoles ou pastorales.

## ■ Processus et interactions clés

### Dynamique de la végétation

Le Pin maritime mésogéen est une espèce cicatricielle nomade qui colonise principalement les terrains incendiés ou les anciens parcours abandonnés. La régénération des pins maritimes est en effet favorisée par le passage du feu, si leur fréquence n'excède pas 25 à 50 ans. Ainsi, bien que le Pin maritime mésogéen fasse preuve d'une grande plasticité, les peuplements qu'il domine ne sont pas des formations considérées comme « climaciques ».

### Dynamique spatiale

En fonction de l'altitude ou du type de substrat, les pinèdes à Pin maritime mésogéen se sont substituées à divers types de végétation :

- Aux chênaies vertes : sur silices et à moins de 350 m d'altitude (Corse, Provence et Alpes-Maritimes) ;
- Aux chênaies pubescentes, et ostryaies dans les Alpes-Maritimes : sur calcaires et dolomies ;
- Aux suberaies, et pinèdes de Pin d'Alep en Provence : sur silices, entre 350-800 m d'altitude ;
- Aux pinèdes à Pin laricio : à l'étage supraméditerranéen de Corse ;
- Aux suberaies : à l'étage mésoméditerranéen inférieur de Corse.

### Maturité et structure

La longévité du Pin maritime est estimée à 500 ans (Rameau *et al.*, 2008). Les peuplements matures de pins maritimes, dont l'âge dépasse 250 ans (Rossi et Vallauri, 2013) sont cependant très rares dans l'écorégion méditerranéenne française. La grande majorité des peuplements de pins maritimes mésogéens sont en effet issus de la recolonisation d'anciennes terres agricoles ou de terrains incendiés.

Les pinèdes à Pin maritime mésogéens présentent des structures diversifiées : très régulières pour des peuplements qui se sont régénérés après un incendie, si toute la strate arborescente a été affectée, jusqu'à des structures plus irrégulières pour des boisements issus de la colonisation progressive de terres agricoles.

La Figure 73 présente de manière schématique le fonctionnement global de l'écosystème, ainsi que l'impact des principales menaces identifiées ci-après.

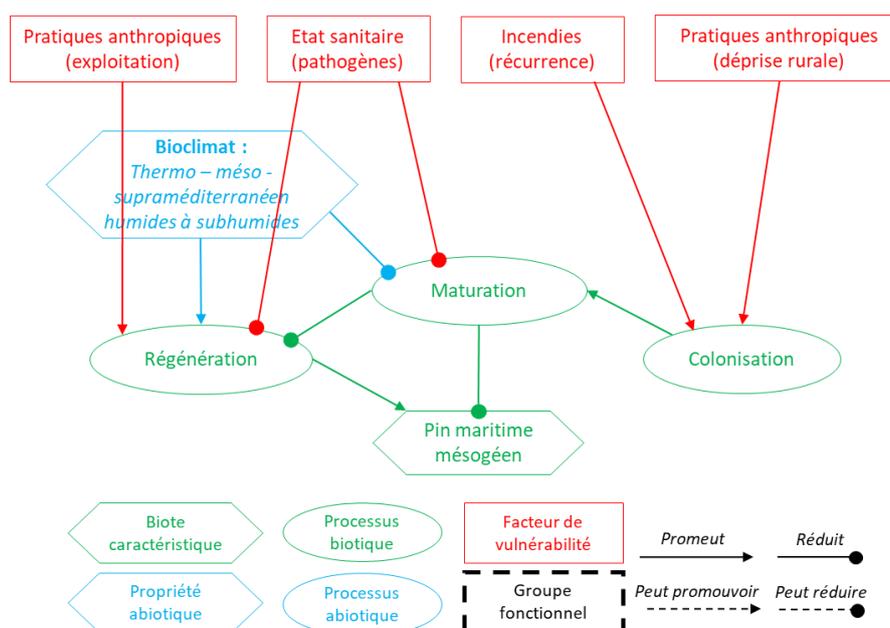


Figure 73 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées

## ■ Facteurs de vulnérabilité

### Pathogènes et ravageurs

---

#### Cochenille du pin

La cochenille du pin (*Matsucoccus feytaudi*) est une espèce endémique des peuplements de pins maritimes d'Europe de l'Ouest et d'Afrique du Nord. En France, elle est présente depuis le XIX<sup>ème</sup> siècle dans tous les peuplements landais et des côtes atlantiques mais fut accidentellement introduite dans les années 1940 en région méditerranéenne, d'où elle était encore absente (Riom, 1994). Elle s'attaque exclusivement au Pin maritime et provoque un affaiblissement de l'arbre qui réagit à la pullulation et aux piqûres de l'insecte par l'exsudation de résine, suivi du jaunissement de ses aiguilles. Dans un deuxième temps, des ravageurs secondaires comme les scolytes, des insectes xylophages, peuvent profiter de cet affaiblissement et amener les arbres les plus atteints à mourir sur pied. Il est également possible que l'affaiblissement provoqué par la cochenille soit exacerbé sur les stations les moins favorables au Pin maritime mésogéen.

Les attaques de cochenille ont sévi dès 1957 dans les massifs des Maures et de l'Estérel, soit une dizaine d'années après l'introduction du parasite dans la région, et ce jusqu'au début des années 1980. En réponse à la progression rapide du pathogène et des attaques de ravageurs secondaires, près de 120 000 ha des pinèdes varoises à Pin maritime mésogéen ont été détruites ou exploitées d'urgence. A partir de 1978, une meilleure estimation des possibilités de survie du Pin maritime mésogéen a permis une baisse d'intensité des coupes à blanc (Schvester et Fabre, 2001).

Les peuplements de pins maritimes du Var et des Alpes-Maritimes se sont montrés bien plus sensibles à la cochenille que les peuplements des landes de Gascogne, pourtant confrontés à *Matsucoccus* depuis le début du XX<sup>ème</sup> siècle. Les peuplements des Corbières, issus de l'introduction de pins maritimes des Landes venus avec la cochenille, n'ont également jamais montrés autant de dégâts. En région PACA, les rares peuplements situés sur calcaires dolomitiques ont cependant mieux résistés, probablement du fait de stations plus favorables au Pin maritime mésogéen (Vennetier et al., 2005).

Les peuplements actuels du Var et des Alpes-Maritimes présentent maintenant une forte régénération naturelle et un mélange d'arbres sains et atteints, sans mortalités importantes. Même si ces peuplements enregistrent les plus forts déficits foliaires du Pin maritime en région méditerranéenne, par ailleurs stables depuis le milieu des années 2000 (Goudet, 2011), la sélection naturelle des arbres et l'arrivée des prédateurs de la cochenille ont pu contribuer au maintien du Pin maritime dans le sud-est, probablement par modification de la composition génétique des populations.

*Matsucoccus* est arrivé en Corse en 1994 et cause depuis de nombreux dépérissements : le réseau de surveillance mis en place révèle une mortalité de près de 26 % entre 2000 et 2009 et la situation y est toujours à un stade épidémique (Raffin, 2011). Le déficit foliaire du Pin maritime en Corse atteint 52 % en 2011 et ne cesse de croître depuis 1997 (Goudet, 2011). Les changements climatiques pourraient également amplifier les attaques d'insectes xylophages sur les arbres déjà infectés (la processionnaire du pin est favorisée par les hivers doux, les scolytes se multiplient davantage sur les arbres déjà affaiblis par des épisodes de sécheresse, etc.).

#### Nématode du pin

L'introduction du Nématode du pin (*Bursaphelenchus xylophilus*) serait la plus grave menace pour les pinèdes de pins maritimes en Europe. Cette espèce invasive a été introduite accidentellement au Portugal en 1999 et progresse depuis vers l'Espagne (deux cas signalés en 2009 et 2010), malgré les mesures de contrôle et d'éradication mises en œuvre. Son extension est facilitée par la présence naturelle d'un insecte vecteur indigène, *Monoctonus galloprovincialis*, mais surtout par le transport de bois non traité.

Le Nématode du pin se reproduit très rapidement au sein de l'arbre infecté et entraîne généralement sa mort, par asphyxie, en seulement quelques semaines. En effet, une fois le nématode installé, le taux de survie chez les populations attaquées est très faible : moins de 50 % en quelques années. Les risques pour les ressources génétiques du Pin maritime sont difficiles à évaluer car les mesures d'éradication par abattage des arbres sur un large périmètre et la désorganisation des filières forêt-bois peuvent peser tout autant que les fortes mortalités dues au pathogène (Raffin, 2011).

### Incendies

---

Les incendies ont des effets contradictoires selon leur fréquence et leur intensité : un feu modéré stimule la régénération du Pin mésogéen, tandis que des incendies trop fréquents (fréquence inférieure à 25-50 ans) affaiblissent ses peuplements. Ainsi, une fréquence de 4 feux ou plus en 50 ans, ou quelques feux très rapprochés sur une courte période (5-10 ans), altèrent durablement de nombreux paramètres chimiques et biologiques et marquent une dégradation globale des potentialités de l'écosystème : perte significative de matière organique, baisse sensible de l'activité microbiologique, modification de la diversité végétale, etc. (Vennetier (coord.), 2008).

La forte combustibilité du Pin maritime mésogéen amène parfois les dispositifs de DFCI, et notamment la mise en place de pare-feux, à une gestion de ces peuplements par éclaircies sélectives, afin de favoriser d'autres essences.

De plus, les prévisions climatiques à moyen terme réalisées à l'échelle de la Méditerranée suggèrent une augmentation de l'aléa incendie via :

- L'augmentation du stress hydrique : la végétation, plus sèche, sera d'autant plus inflammable ;
- L'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 (32 départements français concernés vers l'arrière-pays) ;
- L'augmentation de la fréquence des très grands incendies (Rigolot, 2008).

## Gestion forestière et exploitation

---

Actuellement, la demande en bois énergie tend à s'accroître et entraîne un regain d'exploitation des pinèdes méditerranéennes (Pin maritime, mais aussi Pin d'Alep et Pin sylvestre). L'intensification de l'exploitation de ces peuplements peut contribuer à les affaiblir, notamment de par l'impact sur les sols et les cycles de matière organique.

## Autres menaces

---

En région PACA, les pinèdes à Pin maritime mésogéen se développent principalement sur des secteurs littoraux soumis à une pression grandissante d'urbanisation, ce qui peut conduire à la destruction des écosystèmes (habitats diffus, fragmentation). Cette urbanisation diffuse, et la fréquentation touristique, parfois conséquente, augmentent également le risque d'incendie.



## Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015)

---

### ■ Critère A : réduction de la distribution spatiale

#### A.1 : Réduction au cours des 50 dernières années

---

Les pinèdes de pins maritimes mésogéens auraient connu une extension de leur distribution au cours des 50 dernières années, notamment du fait de la colonisation d'anciennes terres agricoles et des terrains incendiés. Nous manquons cependant de données pour savoir si la destruction et l'exploitation d'urgence de près de 120 000 ha des pinèdes varoises dans les années 1970, en réponse aux attaques de *Matsucoccus feytaudie*, ont été suivies de régénérations importantes ou si cela a favorisé d'autres écosystèmes forestiers.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD) / Préoccupation-Mineure (LC).**

#### A.2a : Réduction estimée au cours des 50 prochaines années

---

Le Pin maritime mésogéen étant particulièrement sensible aux pathogènes, une réduction de la superficie de cet écosystème pourrait se produire en cas d'attaques importantes et notamment en Corse, du fait de la Cochenille du pin et de mesures entreprises pour freiner son expansion. Toutefois, nous ne disposons pas d'informations suffisantes pour évaluer cette future réduction.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

#### A.2b : Réduction estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

La superficie des pinèdes à Pin maritime mésogéen, pour toute période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur, serait plutôt sur une tendance d'expansion que de régression malgré les dépérissements liés à la cochenille, qu'ils soient passés (Provence) ou en cours (Corse). Cependant, le déclin des pinèdes de Corse pourrait être conséquent dans un avenir proche.

Ce sous-critère classe l'écosystème en **Données-Insuffisantes (DD)**.

### A.3 : Réduction depuis une référence historique ( $\approx 1750$ )

---

Il n'existe pas de données précises concernant la superficie occupée par les pinèdes à Pin maritime mésogéen au cours de l'histoire contemporaine, en région méditerranéenne. On peut supposer que la dynamique fut la même que celle des pinèdes à Pin d'Alep au cours des 2 derniers siècles, à savoir une expansion très forte qui s'est poursuivie jusqu'à aujourd'hui.

Ce sous-critère classe l'écosystème en **Préoccupation-Mineure (LC)**.

La catégorie **Données-Insuffisantes (DD)** est attribuée à l'écosystème « Pinèdes à Pin maritime mésogéen » selon le critère A, du fait des incertitudes sur sa régression au cours des 50 dernières années (A1) mais également de sa possible régression au cours des 50 prochaines années (A2a, A2b).

## ■ Critère B : Distribution spatiale restreinte

### B.1 : Zone d'occurrence ( $\text{km}^2$ )

---

La zone d'occurrence des pinèdes à Pin maritime mésogéen est d'environ  $130\,000\text{ km}^2$  (Figure 74), soit supérieure à  $50\,000\text{ km}^2$  (seuil maximal du critère B1).

### B.2 : Zone d'occupation (maille $10\times 10\text{ km}$ )

---

La zone d'occupation de l'écosystème est supérieure à 50 mailles de  $10\times 10\text{ km}$  (Figure 74) (seuil maximal du critère B2).

### B.3 : nombre de localités

---

Le nombre de localités est bien supérieur à 5 (seuil du critère B3).

## Déclin continu ou menace imminente

---

Cet écosystème ne présente pas de déclin continu, que ce soit en superficie ou en termes de qualité environnementale et d'interactions biotiques. Aucune menace ne semble susceptible d'entraîner leur déclin au cours des 20 prochaines années.

La catégorie **Préoccupation-Mineure (LC)** est attribuée à l'écosystème « Pinèdes à Pin maritime mésogéen » selon le critère B.

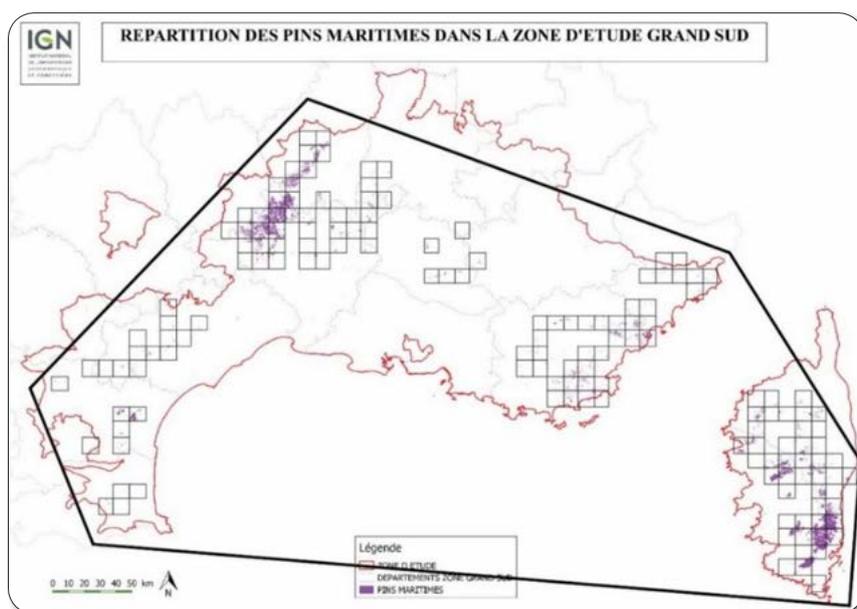


Figure 74 : Zone d'occurrence ( $\text{km}^2$ ) et Zone d'occupation (mailles  $10\times 10\text{ km}$ ) des pinèdes à Pin maritime mésogéen en France métropolitaine (D'après IGN, 2016).

## ■ Critère C : Dégradation de l'environnement abiotique

### C.1 Modification d'une variable abiotique au cours des 50 dernières années

---

Il n'y a pas eu de dégradation environnementale majeure ou de modification de paramètres abiotiques ayant réduit la capacité de la pinède à Pin mésogéen à conserver son biote indigène caractéristique au cours des 50 dernières années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

### C.2a Modification d'une variable abiotique estimée au cours des 50 prochaines années

---

L'évolution du climat méditerranéen en France devrait, sur le long terme, rendre certaines zones colonisées par le Pin maritime mésogéen impropres à son maintien. Ces zones correspondent à la fois aux stations dont le bilan hydrique est déjà très défavorable, notamment sur roches peu fissurées ou peu altérées, mais également certaines stations les plus favorables en termes de bilan hydrique et thermique, sur sols profonds et fonds de vallons. En effet, le fait que les déficits hydriques climatiques soient globalement compensés par la qualité de ces stations renforce considérablement l'impact sur l'écosystème forestier lorsque cette compensation n'est plus assurée.

Ces scénarios restent des hypothèses car le Pin maritime mésogéen est une espèce particulièrement résistante à la sécheresse.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

### C.2b Modification d'une variable abiotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

Il n'y a pas eu de dégradation environnementale majeure ou de modification de paramètres abiotiques ayant réduit, ou pouvant réduire, la capacité de la pinède à Pin mésogéen à conserver son biote indigène caractéristique au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

### C.3 Modification d'une variable abiotique depuis une référence historique ( $\approx 1750$ )

---

Bien qu'il ne semble pas y avoir de dégradation environnementale majeure ou de modification de paramètres abiotiques ayant réduit la capacité de la pinède à Pin mésogéen à conserver son biote indigène caractéristique au cours de l'histoire contemporaine, l'évolution historique de la fréquence d'incendies à laquelle l'écosystème a été confronté au cours de son histoire récente reste inconnue.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

**La catégorie Préoccupation-Mineure (LC) est attribuée à l'écosystème « Pinèdes à Pin maritime mésogéen » selon le critère C.**

## ■ Critère D : Perturbation des processus et interactions biotiques

### D.1 Modification d'une variable biotique au cours des 50 dernières années

---

La Cochenille *Matsucoccus feytaudi* et les attaques d'insectes xylophages associées ont causé de graves dommages aux peuplements de pins maritimes mésogéens au cours des 50 dernières années, en particulier dans le Var et les Alpes-Maritimes. Le dépérissement de ces massifs est en effet considéré comme la pire crise sanitaire forestière due à un pathogène en France. L'épidémie est actuellement moins importante sur le continent mais reste virulente en Corse, où elle est apparue plus tardivement. De même, la Processionnaire du pin *Thaumetopoea pityocampa* a également affaibli certains peuplements de pins mésogéens jusque dans les années 2010. Ces attaques sont aujourd'hui moins intenses sur le continent mais sont toujours observées en Corse.

Les pinèdes à Pin maritime mésogéen ayant été affectées par ces pathogènes au cours des 50 dernières années sont ainsi essentiellement situées en région PACA. Elles représentent plus de 30 % de la distribution de cet écosystème en France. Ces pinèdes ne se sont pas pour autant effondrées du fait de la Cochenille : des individus sont morts, parfois en grand nombre, mais la régénération n'a pas été annihilée. Cependant, les mesures préventives prises par les forestiers ont conduit à l'exploitation en urgence d'une grande partie de ces peuplements, par coupes à blanc. Les pinèdes actuelles qui se sont

régénérées depuis sont ainsi essentiellement constituées de peuplements jeunes et à structure très régulière. On peut alors estimer la sévérité relative de cette menace comme supérieure à 50 %.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Quasi-Menacé (NT), les valeurs d'étendue concernée et de sévérité relative étant proches des seuils retenus pour la catégorie Vulnérable (VU).**

## D.2a Modification d'une variable biotique estimée au cours des 50 prochaines années

---

La dynamique « expansionniste » actuelle des pinèdes méditerranéennes va probablement se poursuivre à l'avenir. Cependant, ces peuplements sont en majorité transitoires et ne se régénéreront pas tous sans intervention humaine. En l'absence d'incendies et de milieux ouverts à coloniser, le Pin maritime mésogéen se retrouve en effet en concurrence avec les autres essences forestières méditerranéennes. Il n'est cependant pas possible de quantifier ce phénomène, autant en termes d'intensité que d'étendue, car il dépend de perturbations et de phénomènes stochastiques.

Les dépérissements liés à la Cochenille du pin semblent dorénavant mineurs sur le continent. En Corse cependant, les effets de la Cochenille présentent encore un stade épidémique et le déficit foliaire moyen des pins maritimes y atteint des records. En considérant la durée de l'épisode critique de dépérissement des pinèdes varoises, il est cependant possible que, d'ici 50 ans, l'épidémie de Cochenille soit résolue en Corse. Le Nématode du pin *Bursaphelenchus xylophilus* est aussi un agent pathogène à surveiller à l'avenir car il pourrait lui aussi conduire à l'effondrement des peuplements de pins maritimes mésogéens attaqués. Il n'est pour l'instant pas observé en France.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

## D.2b Modification d'une variable biotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

L'arrivée récente de la Cochenille du pin en Corse et les dépérissements constatés laissent présager d'une intense perturbation des pinèdes corses à l'avenir. En effet, le déficit foliaire moyen des pins maritimes dépasse 50 % et sa mortalité est estimée à 26 % au sein des secteurs infectés. De plus, même si le Pin maritime peut se régénérer après une attaque, la destruction de ses peuplements sert parfois de base à d'autres stratégies forestières favorisant les essences feuillues. Les mesures préventives qui sont prises ont ainsi souvent recours à des coupes à blanc. De plus, les changements climatiques pourront favoriser la dynamique des populations de ravageurs et de pathogènes à l'avenir, de par la présence d'arbres affaiblis par une moindre disponibilité en eau. En conséquence, la sévérité relative de cette menace peut être estimée comme supérieure à 50 %. Les pinèdes à Pin maritime mésogéen de Corse représentent environ 50 % de la distribution de cet écosystème en France.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Vulnérable (VU).**

## D.3 Modification d'une variable biotique depuis une référence historique (≈ 1750)

---

Les superficies de pinèdes à Pin maritime mésogéen se sont considérablement accrues depuis 1900. Ces pinèdes ont en effet pu gagner du terrain en colonisant d'anciennes terres agricoles ou incendiées. Par ailleurs, la diminution du nombre d'incendies et de la superficie des zones incendiées ont conduit un certain nombre de pinèdes à pin mésogéen vers une maturation. Au cours des 250 dernières années, les changements de paramètres biotiques ont par conséquent été plutôt favorables à l'écosystème, malgré les attaques récentes de pathogènes.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

**La catégorie Vulnérable (VU) est attribuée à l'écosystème « Pinèdes à Pin maritime mésogéen » selon le critère D.**

### ■ 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 Pin maritime mésogéen à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne française, qui soit capable de prendre en compte l'ensemble des facteurs pouvant conduire à cet effondrement. Des essais ont cependant été réalisés pour aider à l'aménagement de ces forêts, par rapport aux risques encourus et à leur niveau de « remarquabilité » (Pasqualini *et al.* 2011).

**La catégorie Données-Insuffisantes (DD) est attribuée à l'écosystème « Pinèdes à Pin maritime mésogéen » selon le critère E.**

## ■ Bilan de l'évaluation des pinèdes à Pin maritime mésogéen en France

<i>Critère</i>	<i>Sous-critère</i>	<i>Statut</i>
<b>A : Réduction de la distribution spatiale</b>	A.1 : 50 dernières années	LC/DD
	A.2a : 50 prochaines années	DD
	A.2b : 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	A.3 : Depuis une référence historique (≈1750)	LC
<b>B : Distribution spatiale restreinte</b>	B1. Zone d'occurrence	LC
	B2. Zone d'occupation	LC
	B3. Nombre de localités	LC
<b>C : Dégradation de l'environnement abiotique</b>	C.1 50 dernières années	LC
	C.2a 50 prochaines années	LC
	C.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	LC
	C.3 Depuis une référence historique (≈1750)	DD
<b>D : Perturbation des processus et interactions biotiques</b>	D.1 50 dernières années	NT
	D.2a 50 prochaines années	DD
	D.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	VU
	D.3 Depuis une référence historique (≈1750)	LC
<b>E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème</b>		DD
<b>Statut de l'écosystème</b>	<b>VU</b>	

## ■ Fiabilité de l'évaluation

Moyenne (données de superficie disponible auprès de l'IGN, peu de bibliographie, dires d'experts).

## ■ Évaluateur

Comité français de l'UICN (Magali Rossi, Aurélien Carré)



## Bilan et interprétation de l'évaluation

Le Pin mésogéen est très vulnérable face à certains parasites, notamment la Cochenille du pin *Matsucoccus feytaudi*, introduite dans les années 1940 en méditerranée et qui s'attaque exclusivement au Pin maritime. Ce pathogène fut responsable d'un important dépérissement des pinèdes du sud-est de la France entre les années 1950 et 1980, ce qui a donné lieu à des mesures drastiques de destruction et d'exploitation des pins infectés. Les pinèdes actuelles des Maures et de l'Estérel présentent cependant une bonne régénération, malgré un mélange d'arbres sains et d'arbres affectés. C'est actuellement au tour de la Corse de subir les attaques de la Cochenille, dans des proportions probablement aussi importantes. Les changements climatiques sont également susceptibles d'amplifier les effets de ce pathogène en Corse, en favorisant notamment l'installation de ravageurs secondaires de par l'affaiblissement des arbres face au manque d'eau. Le Nématode du pin, introduit en 1999 au Portugal, est également un parasite du Pin maritime mésogéen et probablement l'une des menaces les plus sérieuses à son égard. Il n'est cependant pas encore observé en France.

L'écosystème « Pinèdes à Pin maritime mésogéen » est évalué Vulnérable (VU) en France, selon la méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes. Les pinèdes du Var et des Alpes-Maritimes ont en effet subi au cours des 50 dernières années l'une des plus importantes crises sanitaires de l'histoire des forêts françaises et ce sont dorénavant les pinèdes corses qui sont affectées par ce pathogène, dont les conséquences à moyen terme semblent aussi préoccupantes.

Cependant, la forte régénération constatée des pinèdes varoises, ainsi que l'état sanitaire des pins mésogéens au sein de ces peuplements, suggèrent que l'écosystème est capable de se réguler au bout d'une certaine période après l'introduction de la cochenille, et que l'affaiblissement des individus ne soit plus aussi généralisé par la suite.



## Références

Rédacteur de la fiche d'évaluation de l'habitat 9540 : Corinne Frachon

**Bardat J., Bioret F., Botineau M., Boulet V., Delpech R., Géhu J.-M., Touffet J., 2001.** *Prodrome des végétations de France*, MNHN, 143 p.

**Barbéro, M., Loisel, R., Quézel, P., Richardson, D., Romane, F., 1998.** *Pines of the Mediterranean Basin. Ecology and Biogeography of Pinus*, Cambridge Univ. Presse, pp 153–170.

**Bariteau M., 2005.** *Le pin maritime, 40 ans de recherche en région méditerranéenne*, Forêt Méditerranéenne, XXVI(1), pp 5-10.

**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, 339 p + 423 p + CD.

**Bissardon M., Guibal L., Rameau J.-C., 1997.** *CORINE biotopes. Version originale. Types d'habitats français*, ENGREF, MNHN, 175 p.

**Cazaux D., Tastevin L., Trecul D., Lecoq J., Cerati O., 2009.** *La cochenille du tronc du pin maritime en Corse*, Poster, Santé Des Forêts, Colloque DSF Beaune, 1 p.

**Davies C. E., Moss D., O Hill M., 2004.** *Eunis habitat classification revised 2004*, European Environment Agency, 307 p.

**Goudet M., 2011.** *Le réseau systématique de suivi des dommages forestiers en 2011 – Bilan de la santé des forêts 2011*, Département de la santé des forêts, 15 p.

**IGN, 2016.** *Elaboration de cartes des peuplements et de cartogramme des espèces dans la zone d'étude de l'arc méditerranéen, statistiques sur la répartition, la quantification et la part de forêts anciennes de Cassini des peuplements étudiés*, Convention UICN-IGN.

**Keith D. A., Rodríguez J. P., Rodríguez-Clark K. M., Nicholson E., Aapala, K., Alonso A., Zambrano-Martínez S., 2013.** *Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems*, Plos one, 8(5), e62111.

**Louvel J., Gaudillat V., Poncet, 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.

**Pasqualini V., Oberti P., Vigetta S., Riffard O., Panaiotis C., Cannac M., Ferrat L., 2011.** *A GIS-based multicriteria evaluation for aiding risk management Pinus pinaster Ait. Forests: A case study in Corsican island, western Mediterranean region*, Environmental Management, 48(1), pp 38-56.

**Raffin, A., 2011.** *Conserver les ressources génétiques du pin maritime en France*, CRGF, 2p.

- Rameau J.-C., Mansion D., Dumé G., Gauberville C., 2008.** *Flore forestière française, Guide écologique illustré, Tome 3 : Région méditerranéenne*, Institut pour le Développement Forestier, 2426 p.
- Riom J., 1994.** *Le dépérissement du Pin maritime dans le sud-est de la France au cours des années 1960-1970 : le rôle de la cochenille Matsucoccus feytaudi Duc. (Coccoidea, Margarodidae)*, Revue forestière française, Vol XLVI (5), pp 437-445.
- Rossi M., Vallauri D., 2013.** *Évaluer la naturalité. Guide pratique version 1.2*, Rapport WWF France, 154 p.
- Schvester D. et Fabre J.-P., 2001.** *Le dépérissement du Pin maritime des Maures et de l'Estérel provoqué par Matsucoccus feytaudi Ducasse (Homoptera, Matsucoccidae), connaissances acquises de 1964 à 1990*, Forêt méditerranéenne XXII (3), pp 213-234.
- Tassin C., 2012.** *Paysages végétaux du bassin méditerranéen*, IRD Éditions, 421 p.
- Vennetier M., Ripert C., Chandioux O., 2005.** *Recherche de relations entre stations forestières et état sanitaire du pin maritime en Provence en rapport avec la cochenille Matsucoccus feytaudi (Duc.)*, Forêt méditerranéenne XXVI(1), pp 23-36.
- Vennetier M. (coord.), 2008.** *Étude de l'impact d'incendies de forêt répétés sur la biodiversité et sur les sols*, Recherche d'indicateurs. MAAF, Rapport Final, 35 p.

# Pinèdes corses à Pin laricio



## Présentation et distribution géographique

Le Pin laricio est un arbre endémique de Corse, de Calabre et de Sicile. En Corse, il représente l'une des principales essences forestières des versants exposés au sud et des sols les plus secs de l'étage montagnard, jusqu'à plus de 1 800 m en adrets très ensoleillés. Son aire naturelle de répartition ne comprend ainsi que les zones montagneuses, entre 900 et 1 800 mètres, mais sa très large amplitude écologique lui permet également de se développer dès 500 m d'altitude dans les ubacs les plus frais du supraméditerranéen. Ces peuplements sont alors essentiellement des accrues forestiers ou des peuplements de substitution.

Le Pin laricio est un des symboles de la Corse et la gestion forestière a joué un rôle majeur quant à la représentation actuelle de ses peuplements sur l'île. En effet, l'exploitation forestière a largement favorisé la régénération du Pin laricio et ce dernier fut laissé libre de coloniser les espaces en déprise. Les pinèdes à Pin laricio représentent aujourd'hui environ 7,5 % des peuplements forestiers de Corse (400 000 ha au total, soit un taux de boisement de 58 %).

Elles couvrent ainsi près de 25 000 ha, situés à plus de 80 % en forêt publique (Figure 75) (ONF, 2011 ; IGN, 2015).

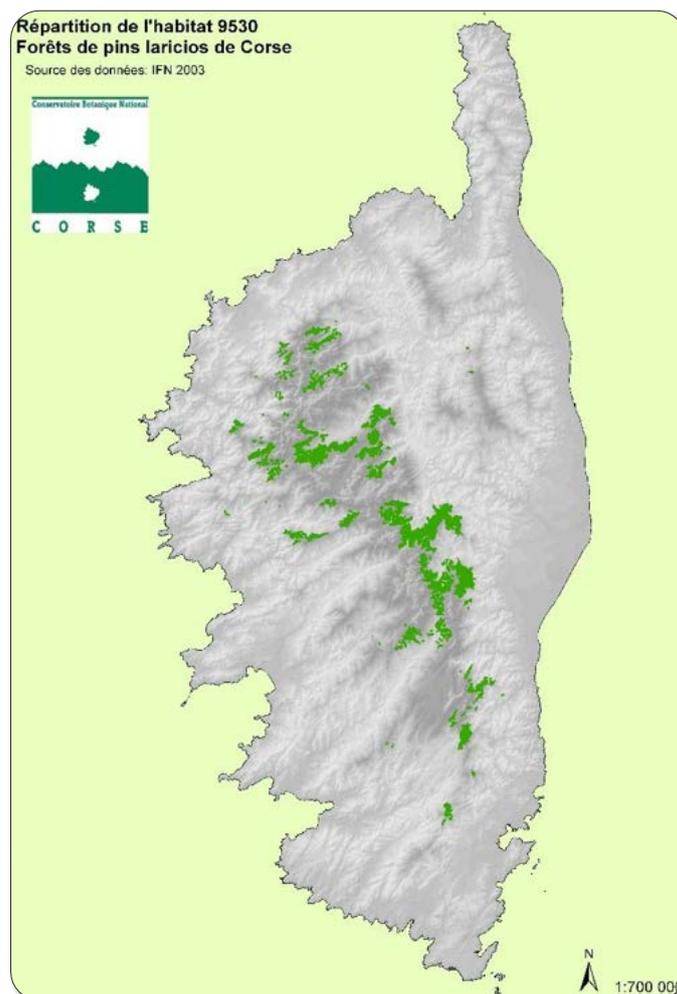


Figure 75 : Répartition des pinèdes de Pin laricio en Corse (OEC, IGN 2002-2003)



## Classification

### ■ EUNIS / Corine Biotopes

Nous retenons pour l'écosystème « Pinèdes corses à Pin laricio », l'unité présentée dans le Tableau 20.

**Tableau 20. Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Pinèdes corses à Pin laricio » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013)**

Code	Intitulé	Description
G3.54	Pinèdes corses à <i>Pinus laricio</i>	Forêts de <i>Pinus laricio</i> des montagnes de Corse.

Cette unité EUNIS correspond à l'unité 42.64 (641, 642 et 643) de Corine Biotopes (Bissardon et al., 1997).

### ■ Types d'habitats d'intérêt communautaire (Bensettiti et al., (coord), 2001)

Les pinèdes corses à Pin laricio correspondent à l'habitat élémentaire 9530-2 « Pinèdes (sub)-méditerranéennes de pins noirs endémiques : *Pinus nigra* subsp. *laricio* var. *corsicana*. », inclus dans l'habitat générique prioritaire 9530 « Pinède (sub)-méditerranéennes de pins noirs endémiques ».

Cet habitat élémentaire est également décliné en trois habitats élémentaires, selon l'étage de végétation concerné :

- 9530-2.1 Peuplements supraméditerranéens de Pin laricio de Corse à Bruyère arborescente ;
- 9530-2.2 Peuplements clairs d'adret de Pin laricio de Corse à Anthyllide faux hermannia ;
- 9530-2.3 Peuplements denses montagnards de Pin laricio de Corse à Luzule du Piémont.

### ■ Classification phytosociologique (Bardat et al., 2004)

- **Classe** : *Quercus robur*-*Fagetea sylvaticae*
  - **Ordre** : *Fagetalia sylvaticae*
  - **Sous-ordre** : *Fagenalia sylvaticae*
    - **Alliance** : *Galio rotundifolii*-*Fagenion sylvaticae*

### ■ IUCN Habitats classification scheme (Version 3 .1)

Forêt tempérée.



## Description

Le Pin laricio est une sous-espèce de Pin noir endémique de Corse, de Calabre et de Sicile. C'est également l'une des principales essences forestières de Corse et probablement la plus caractéristique. La gestion forestière a ainsi joué un rôle important dans sa représentation et sur l'état de ses peuplements.

À l'étage montagnard, la pinède à Pin laricio correspond à l'état d'équilibre de la végétation des versants exposés au sud ou des sols secs, pauvres et acides. Le Pin laricio se développe également à de plus basses altitudes ; où ses peuplements se sont alors pour la plupart substitués à des chênaies sclérophylles suite à leur exploitation. Près des trois quarts des pinèdes corses à Pin laricio sont des forêts anciennes et plus de la moitié n'a jamais ou n'est plus exploitée. Cette particularité rend

cet écosystème très favorable aux populations d'oiseaux : la pinède corse à Pin laricio est l'écosystème forestier de France métropolitaine le plus riche en nombre d'espèces d'oiseaux observés et en héberge l'unique espèce endémique.

## ■ Biote indigène caractéristique

### Végétation

---

#### Essence dominante

Le Pin laricio de Corse (*Pinus nigra* subsp. *laricio* var. *corsicana*) est une essence héliophile (sa croissance est optimale lorsqu'il est implanté en pleine lumière) et peut atteindre une hauteur maximale de l'ordre de 30 à 50 m (Figure 76). Il colonise préférentiellement les versants sud, plus ensoleillés, bien qu'il dispose d'une amplitude écologique relativement importante.

Le Pin laricio est une essence endémique de Corse, de Calabre et de Sicile mais a été introduite, lors de reboisements, dans d'autres secteurs de l'écorégion méditerranéenne française où elle ne peut être considérée comme indigène. Le Pin laricio représente ainsi la 3<sup>ème</sup> essence forestière la plus utilisée pour des reboisements sur le continent, notamment en raison de sa large amplitude écologique.



Figure 76 : Peuplement de Pin laricio, Corse (© M. Rossi)

#### Espèces associées

À l'étage supraméditerranéen et en limite inférieure de son aire de répartition, le Pin laricio se mélange au Pin maritime et au Chêne vert. À l'étage montagnard, qui constitue généralement la limite supérieure des forêts en Corse, le Pin laricio peut être associé au Hêtre et au Sapin pectiné (Tableau 21).

**Tableau 21. Espèces typiques des pinèdes corses à Pin laricio selon l'étage de végétation (Bensettiti et al., (coord), 2001 ; Gamisans, 1981 ; Rameau et al., 2008)**

Étage de végétation	Description du type de peuplement	
Étage supraméditerranéen	<p><b>Nettement dominé par des espèces xérophiles caractéristiques des forêts de Chêne vert ou de Pin maritime</b>  <b>Recouvrement souvent compris entre 70 % et 80 %</b></p> <p><u>Strate arborescente</u> : Pin laricio, en mélange avec le Pin maritime (<i>Pinus pinaster</i>) et le Chêne vert (<i>Quercus ilex</i>)  <u>Strate arbustive</u> : dense, dominée par la Bruyère arborescente (<i>Erica arborea</i>), parfois avec la Bruyère à balai (<i>Erica scoparia</i>)  <u>Strate herbacée</u> : dominée par des espèces thermophiles comme la Germandrée scorodaine (<i>Teucrium scorodonia</i>)</p>	
	<p><b>Relief peu accidenté, faible pente ou sol relativement profond</b></p> <p><b>Peuplements denses, cortège sciaphile</b></p> <p><u>Strate arborescente</u> : Pin laricio pouvant se mélanger au Hêtre (<i>Fagus sylvatica</i>) et au Sapin pectiné (<i>Abies alba</i>)  <u>Strate herbacée</u> : espèces caractéristiques des hêtraies d'ubacs : Luzule du Piémont (<i>Luzula pedemontana</i>), Gailllet à feuilles rondes (<i>Galium rotundifolium</i>), Canche flexueuse (<i>Deschampsia flexuosa</i>), Brachypode penné (<i>Brachypodium pinnatum</i>) ;  <u>Espèces rares</u> : Pyrole à fleurs verdâtre (<i>Pyrola chlorantha</i>), Gesses des montagnes (<i>Lathyrus linifolius</i> var. <i>montanus</i>).</p>	<p><b>Forte pente, éperon rocheux ou sol superficiel</b></p> <p><b>Peuplements peu denses (recouvrement de 40 à 70 %), espèces sciaphiles juxtaposées à des buissons bas</b></p> <p><u>Strate arborescente</u> : Pin laricio, parfois en mélange avec le Bouleau (<i>Betula pendula</i>)  <u>Strate arbustive</u> : Anthyllide d'Hermann (<i>Anthyllis hermanniae</i>), Genêt de lobel (<i>Genista salzmannii</i> var. <i>lobelioides</i>), Epine-vinette de l'Etna (<i>Berberis aetnensis</i>)</p>
Étage montagnard		

## Faune

### Avifaune

Les pinèdes corses à Pin laricio représentent l'écosystème forestier français le plus riche en nombre d'espèces d'oiseaux. On peut en effet observer plus de vingt-huit espèces différentes, parmi lesquelles la Sittelle corse (*Sitta whiteheadi*), unique espèce d'oiseau endémique du territoire métropolitain.

Cet oiseau privilégie surtout les peuplements matures et non exploités, avec une forte présence d'arbres morts ou de chandelles et entrecoupés de clairières (Torre, 2014).

## ■ Milieu physique

### Bioclimat

Le Pin laricio est endémique de Corse, où il est l'une des principales essences forestières. Ses pinèdes se développent depuis l'étage supraméditerranéen (Figure 77) jusqu'à l'étage montagnard, ainsi que ponctuellement au mésoméditerranéen supérieur. Le Pin laricio est cependant inféodé aux bioclimats humides et perhumides.

Sa 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.



Figure 77 : Pinède à Pin laricio supraméditerranéenne, Corse (© J. Reymann)

## Type de sol

Les pinèdes à Pin laricio de Corse se trouvent sur des terrains siliceux constitués de roches cristallines de type granitique, parfois rhyolitique. Le Pin laricio s'implante préférentiellement sur des sols pauvres et acides (Figure 78).

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 ainsi principalement associé à des sols bruns, acides et peu évolués (Debazac, 1964 ; Rome et Giorgetti, 2007).

### ■ Histoire et ancienneté

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. Les Génois, entre 1260 et 1770, ont alors largement exploité les forêts de feuillus de basse altitude, ainsi que les hêtres et les sapins les plus accessibles de l'étage montagnard, favorisant l'extension du Pin laricio alors peu prisé.

Sous la période napoléonienne en revanche, 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 (coupe des hêtres utilisés en taillis de « bourrage »).

L'exploitation du Pin laricio a 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'État et les communes. À partir de 1860, le traitement en futaie régulière par affectation permanente se généralise et la révolution est fixée à 120 ans. Entre 1842 et 1982, le nombre d'arbres de gros diamètre au sein de l'ensemble des forêts productives de Pin laricio a ainsi augmenté de 37 %.



Figure 78 : Pinède à Pin laricio sur sol superficiel (© M. Rossi)

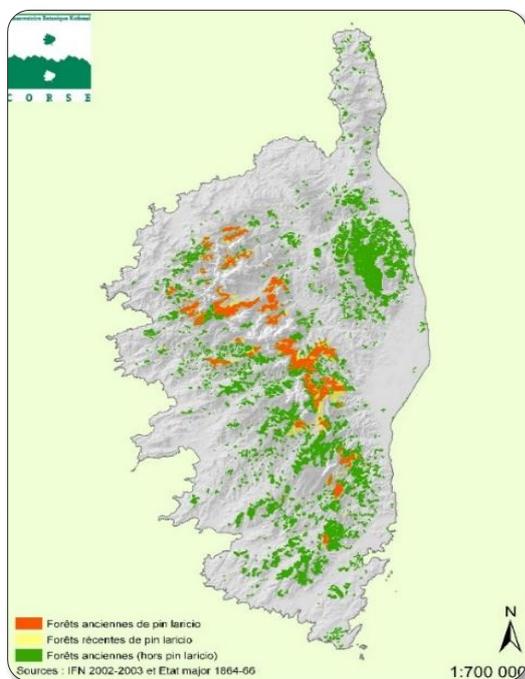


Figure 79 : Ancienneté des forêts de Pin laricio d'après les minutes des cartes d'État-Major (CBN Corse, 2015)

Les peuplements matures sont progressivement renouvelés et dans certains cas, d'autres essences remplacent le Pin laricio. À partir de 1900, l'exploitation des très vieux pins laricio s'intensifie et ceux-ci disparaissent des zones les plus accessibles. Depuis les années 1970, les traitements sylvicoles se sont diversifiés dans un souci de préservation de la ressource, des paysages et des intérêts écologiques de ces pinèdes.

Ainsi, près de 75 % des pinèdes de Pin laricio de Corse sont des forêts anciennes (Figure 79). Ce sont en effet des zones à vocation forestière depuis au moins 250 ans (Panaiotis et *al.*, 2015a). Ces peuplements peuvent néanmoins être constitués d'arbres jeunes s'ils ont fait l'objet d'une exploitation ou du passage d'un incendie. Leur sol reste néanmoins préservé, contrairement aux forêts jeunes dont les sols ont eu un autre usage par le passé (agriculture, viticulture).

La rupture de l'état boisé entraîne en effet la disparition des espèces inféodées aux forêts anciennes. Ces espèces possèdent une faible capacité de dispersion, et ne peuvent recoloniser les forêts récentes que sur de très faibles distances. Seuls 6 000 ha des pinèdes à Pin laricio de Corse apparaissent récentes (principalement les forêts territoriales de Pietra-Piana, Saint-Antoine et communale de Ciamannacce).

## ■ Processus et interactions clés

### Dynamique de la végétation

---

Les pinèdes à Pin laricio représentent l'état d'équilibre final de la succession végétale, dans les conditions climatiques actuelles, sur les versants exposés au sud ou sur les sols les plus secs de l'étage montagnard (peuplements climaciques). Les situations d'ubacs et les stations fraîches et humides de cet étage sont en effet plus propices au développement du Hêtre et du Sapin pectiné.

### Dynamique spatiale

---

À l'étage supraméditerranéen, les pinèdes à Pin laricio sont, pour la plupart, des peuplements de substitution de chênaies vertes ayant été surexploitées (absence de régénération) ou des accrus forestiers sur des terrains sujets à la déprise agricole (Figure 80). Le Pin laricio agit alors comme une essence pionnière qui ne reste dominante à terme que dans les secteurs les plus secs et à sols superficiels (Bensettiti et *al.*, (coord), 2001).



Figure 80 : Fruticée colonisée par le Pin laricio, Corse (© C. Panaiotis)

A cet étage également, le Pin maritime se régénère plus efficacement et concurrence parfois le Pin laricio, notamment au sein des parquets de régénération, après des éclaircies ou des incendies. Seuls 1 200 ha de pinèdes à Pin laricio seraient cependant concernés par ces phénomènes de concurrence. 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).

### Stratégie de régénération

---

Les incendies apparaissent comme les principaux phénomènes régulateurs des écosystèmes forestiers méditerranéens et en particulier des pinèdes (Figure 81).

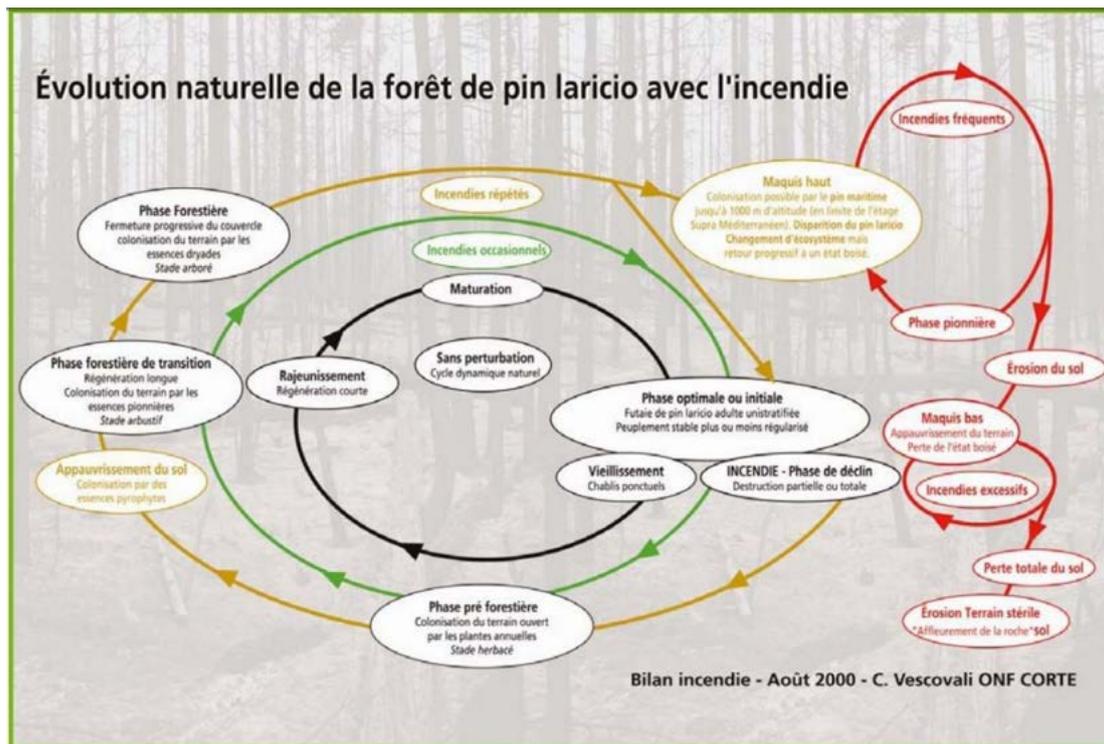


Figure 81 : Régimes d'incendies et cycles du Pin laricio (Source : Programme LIFE "Pin laricio")

Les incendies occasionnels favorisent ainsi la dynamique naturelle de l'écosystème du fait de la plus grande disponibilité en lumière et en nutriments dans le milieu brûlé, ainsi que par l'élimination des principales espèces compétitrices (Jacquet et Cheylan, 2008). Le Pin laricio résiste bien à des feux de faible intensité mais, si la capacité de dispersion de ses graines est très forte, ses cônes ne sont pas sérotineux, contrairement à ceux du Pin d'Alep et du Pin maritime. La mortalité des graines portées par les individus incendiés est de ce fait très élevée et la recolonisation s'effectue en majorité par les marges (Sauvagnargues, 2012).

En revanche, une fréquence trop rapprochée (< 30 ans) entraîne de telles modifications des conditions stationnelles à long terme que cela inhibe la régénération du Pin laricio (ONF, 2006). De plus, les autres essences disposant de meilleures capacités de régénération post-incendie, comme le Chêne vert ou le Pin maritime, sont largement favorisées par la récurrence d'incendies et peuvent à terme se substituer aux pinèdes à Pin laricio (Sauvagnargues, 2012).

## Maturité et structure

La longévité moyenne du Pin laricio est estimée à plus de 500 ans mais il peut atteindre des âges bien plus avancés (Guy, 2004). L'exploitation des pinèdes à Pin laricio, ainsi que la récurrence des incendies, ont cependant conduit à une sous-représentation des stades matures au sein des forêts les plus accessibles (> 250 ans, d'après Rossi et Vallauri, 2013). L'âge des peuplements augmente ainsi en fonction de l'altitude et de la difficulté d'accès aux peuplements. Les pinèdes les plus accessibles, situées aux abords des villages et sur les lignes de crêtes, ont également été soumises à des activités pastorales parfois intensives. Elles ont ainsi souvent l'aspect de futaies-clairières très dégradées (ONF, 2006).

Actuellement, environ 13 900 ha (55 % de la distribution de l'écosystème) ne font pas l'objet d'une exploitation de leur ressource en bois, et ce parfois depuis plusieurs dizaines d'années pour les sites hors d'atteinte (desserte absente ou limitée) (Guy, comm. pers.). Une quinzaine de sites matures sont ainsi recensés en Corse, principalement à l'étage montagnard (Panaïotis, comm. pers.).

Les pinèdes de Pin laricio âgées recèlent une faune et une flore spécifique, inféodée au bois mort ou aux microhabitats des arbres de gros diamètre ou sénescents (Figure 82).



Figure 82 : Vénérable Pin laricio (© M. Rossi)

La Sittelle corse (*Sitta whiteheadi*) niche ainsi préférentiellement dans les vieilles forêts de Pin laricio, tout comme le Bec-croisé des sapins (*Loxia curvirostra*). Les autres espèces d'oiseaux observées dans les forêts corses montrent également une préférence pour les vieilles pinèdes à Pin laricio comme lieu de reproduction (Arrizabalaga et al., 2002).

La Figure 83 présente de manière schématique le fonctionnement global de l'écosystème, ainsi que l'impact des principales menaces identifiées ci-après.

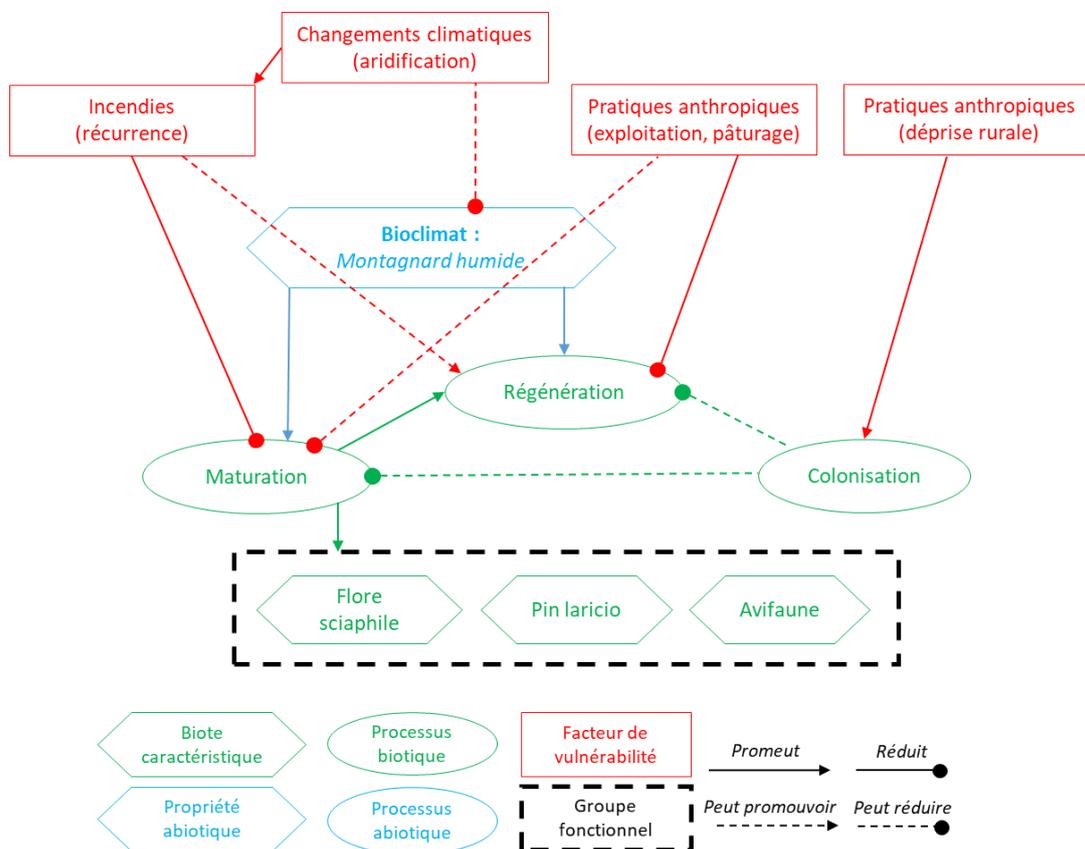


Figure 83 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées

## ■ Facteurs de vulnérabilité

### Incendies

L'étude des pollens accumulés dans les sédiments depuis la dernière période glaciaire, il y a 18 000 à 11 000 ans, permet de suivre l'évolution de la fréquence des feux en Corse. Celle-ci est restée stable jusqu'à il y a environ 5 500 ans (4 à 5 feux par millénaire, soit 1 feu tous les 200 ans) puis elle est devenue beaucoup plus variable. Certains secteurs ont ainsi montré une diminution très importante du nombre d'incendies, attribuable à l'élimination de la végétation combustible du sous-bois par effet du surpâturage mais globalement, le nombre de départs de feu a fortement augmenté. Les incendies sont ainsi deux fois plus fréquents en Corse aujourd'hui qu'il y a 5 000 ans (Carcaillet et Leys, 2011 ; ONF, 2011). Le développement du pastoralisme et du débroussaillage par le feu, raisons de l'augmentation de la fréquence d'incendies en Corse, a fortement bénéficié aux forêts de Chênes verts ainsi qu'au pinèdes à Pin maritime, essences dont la régénération post-incendie est plus efficaces, au détriment des pinèdes à Pin laricio (Carcaillet et al., 1996).

Les feux pastoraux visant à défricher les maquis sont en effet la première cause d'incendies en Corse : ils représentent jusqu'à 40 % des origines d'incendies (Irstea, 2010). Différentes actions publiques ont cependant conduit à une évolution des pratiques et, en Haute-Corse par exemple, le nombre d'incendies dû à des mises à feu pastorales a été divisé par 7 depuis 1996 (Irstea, 2010). L'efficacité des moyens humains mis en œuvre pour lutter et prévenir 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 également permis de réduire considérablement l'emprise annuelle des incendies mais surtout le nombre de grands incendies.

Le nombre de départs de feu a ainsi diminué de moitié au cours des 20 dernières années, même si l'étendue des incendies reste très variable selon les années (Figure 84). 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 étaient des prairies ou des landes et seuls 6 % concernaient des forêts de conifères.

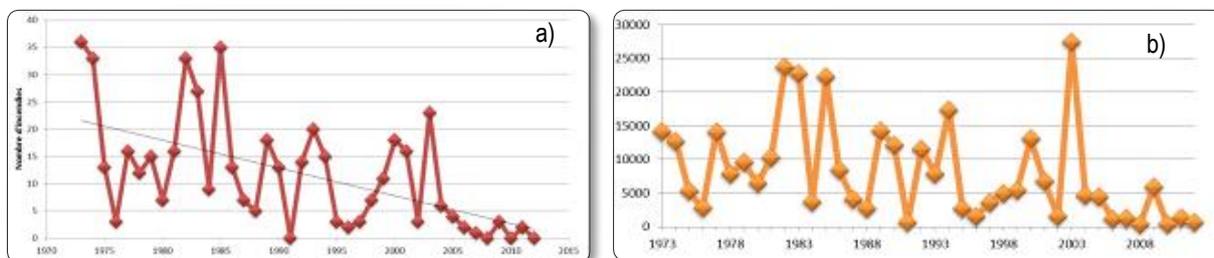


Figure 84 : Évolution du nombre d'incendies (a) et des surfaces incendiées (b) en Corse, entre 1973 et 2013 (d'après Prométhée, 2013)

Les peuplements de Pin laricio sont particulièrement sensibles à la récurrence des incendies car leur faible couvert favorise le développement d'un sous-bois épais et très combustible, notamment à l'étage supraméditerranéen. Jeune, il est également plus inflammable que le Pin maritime, son principal compétiteur des basses et moyennes altitudes. Au même stade de croissance, le Pin laricio présente en effet une écorce plus fine et plus de branches basses, tout en étant moins haut et moins large que le Pin maritime (Fernandes et al., 2008). Ces différences s'estompent cependant à mesure que les individus vieillissent. Cette fréquence d'incendie élevée altère profondément le fonctionnement des pinèdes à Pin laricio subissant le passage du feu, d'autant plus que ces pinèdes sont en Corse essentiellement matures et anciennes. La récurrence d'incendies entraîne la disparition de ces stades les plus matures.

Les incendies entraînent également des problèmes de régénération du Pin laricio, ce qui pourrait favoriser à long terme la substitution de ses peuplements par une végétation de maquis (notamment à *Erica arborea*) et de pinèdes à Pin maritime à l'étage supraméditerranéen, ainsi que par des fruticées sur une large partie de l'étage montagnard. C'est pourtant le phénomène inverse qui est actuellement constaté du fait de la déprise agricole, dont les effets sur la dynamique des communautés végétales sont bien plus conséquents. Ainsi, en dépit des incendies, le Pin laricio marque un net retour au sein des maquis supraméditerranéens et des fruticées montagnardes.

## Pression d'herbivorie

En Corse, les animaux domestiques en divagation ont un impact sur le fonctionnement des écosystèmes forestiers plus fort que celui de la grande faune sauvage (Cerf de Corse, Mouflon de Corse, Sanglier) (ONF, 2011). Ces animaux domestiques, de par leur nombre, affectent en effet la capacité de régénération des essences forestières et en particulier des feuillus, ainsi que de l'ensemble de la végétation basse (appauvrissement en espèces). Ils perturbent également les cycles de matières en supprimant une large partie des apports nutritifs aux sols. Ce pâturage contribue cependant à limiter le risque d'incendies (Carcaillet et Leys, 2011).

Ces animaux domestiques sont essentiellement des bovins, porcins, ovins et caprins. Historiquement, les éleveurs ont établi une distinction entre les bovins et porcins d'une part, 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, et les ovins et caprins d'autre part, économiquement plus rentables et menés dans les meilleures prairies (Saïd et Auvergne, 2000). Actuellement, certains éleveurs continuent de mettre en œuvre ces pratiques d'élevage mais c'est surtout la déprise rurale, observée au cours du XX<sup>ème</sup> siècle, qui a conduit à une dispersion du bétail sur l'ensemble des massifs forestiers.

## Changements climatiques

Un climat plus sec et plus chaud affecterait en premier lieu les pinèdes corses à Pin laricio situées en limite basse de leur aire de répartition. Aucun dépérissement n'a cependant été constaté pour le moment, même à l'étage mésoméditerranéen.

Les effets des changements climatiques sur la fréquence des incendies et les populations de ravageurs et pathogènes restent également à surveiller, notamment sur la maladie des bandes rouges provoquée par deux champignons (*Dothistroma septosporum* et *D. pini*) et qui affecte les aiguilles du Pin laricio (tâches jaunes puis annélations rougeâtres entraînant la chute des aiguilles). Cette maladie a été observée pour la première fois en Corse au printemps 2015. Trois facteurs influencent son développement : la température, le maintien d'humidité sur les aiguilles et la pression locale de pathogènes (inoculum) (Piou et al., 2015).

## 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. La zone méditerranéenne comprend de vastes zones urbaines et industrielles depuis lesquelles les masses d'air entraînent ces polluants primaires sur de longues distances et c'est au cours de ce déplacement que se forme l'ozone (Dalstein et al., 2008). Le fait que la Méditerranée soit presque entièrement cernée de montagnes favorise de plus la descente de ces masses d'air vers la côte. Ces masses d'air sont ensuite entraînées vers le large pour former des sortes de « couches réservoirs » très riches en ozone.

Cet ozone troposphérique est ainsi l'une des sources du dépérissement constaté des pinèdes méditerranéennes, en second plan après la multiplication des périodes de sécheresse (Dalstein et al., 2008). En Corse, la concentration moyenne d'ozone dans l'air, entre 2000 et 2006 et durant la période de végétation (avril-octobre), était comprise entre 75 et 84  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Il s'agit de l'une des concentrations les plus élevées de France avec celles observées dans les grands massifs montagneux (Cecchini et Croisé, 2008). On y observe également le plus grand nombre d'espèces de plantes présentant des symptômes confirmés dus à l'ozone.

Les aiguilles des pins laricio dévoilent les symptômes dues à l'ozone sous forme de marbrures et de ponctuations particulières. Ces effets observés ne sont cependant pas d'une grande gravité et aucun dépérissement de Pin laricio du fait de l'ozone troposphérique n'a encore été constaté (Dalstein et al., 2008 ; Bonneau, 2013).

## Gestion forestière et exploitation

---

L'exploitation des pinèdes corses à Pin laricio a conduit à une sous-représentation, au sein des forêts les plus accessibles, des stades matures. Cependant, ces forêts accessibles ne représentent qu'une minorité des peuplements de Pin laricio, tant que ne sont pas développées d'autres techniques d'exploitations que celles mises en œuvre actuellement (câble, hélitreuillage...).



## Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015)

---

### ■ Critère A : réduction de la distribution spatiale

#### A.1 : Réduction au cours des 50 dernières années

---

La superficie des peuplements purs de Pin laricio a été estimée à 22 000 ha en 1964 en Corse, contre 25 000 ha actuellement (Debazac, 1964 ; IGN, 2015). Cet écosystème n'a donc pas montré de significative au cours des 50 dernières années.

Les tendances passées à court et moyen termes (10 et 20 dernières années) de la surface des pinèdes à Pin laricio, établies dans le cadre de l'évaluation de l'état de conservation de l'habitat « *Pinède (sub)-méditerranéennes de pins noirs endémiques* », sont estimées comme ayant été stables. Il a de plus colonisé de nouveaux espaces consécutivement à la déprise pastorale (pour rappel, la surface agricole utile (SAU) totale de la Corse a diminué de près de 150 000 ha entre 1970 et 2000 (CTC, 2007)).

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

#### A.2a : Réduction estimée au cours des 50 prochaines années

---

La probabilité de régression des pinèdes à Pin laricio de Corse au cours des 50 prochaines années dépendra principalement de l'évolution du climat et des régimes d'incendies. Surtout, les pinèdes situées en limite inférieure de l'aire de répartition du Pin laricio seront les premières concernées par une possible régression de leur étendue du fait de l'évolution du climat (Vennetier et al., 2011).

Dans le même temps, le Pin laricio progresse au sein des fruticées montagnardes du fait de la déprise agricole et pastorale : la superficie potentielle de ces espaces en recolonisation par la végétation arborée à l'étage montagnard est estimée à près de 40 000 ha (Panaïotis et al., 2011).

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

## A.2b : Réduction estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

D'après les données utilisées pour les sous-critères précédents, **Ce sous-critère classe également l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

## A.3 : Réduction depuis une référence historique ( $\approx 1750$ )

---

Les études concernant l'histoire des peuplements de Pin laricio en Corse montrent que la répartition de cet écosystème forestier n'a guère connu d'évolutions majeures au cours des deux derniers siècles. De plus, 75% des forêts de Pin laricio actuelles peuvent être considérées comme des forêts anciennes et ont donc conservé leur couvert forestier au cours des derniers siècles (Panaïotis *et al.*, 2015b).

Enfin, l'exploitation passée des forêts de chênes décidus des basses altitudes a favorisé l'expansion du Pin laricio vers les limites inférieures de son aire de répartition ? et celles des hêtres et des sapins vers ses limites supérieures.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

**L'écosystème « Pinèdes corses à Pin laricio » est évalué Préoccupation-Mineure (LC) selon le critère A.**

### ■ Critère B : Distribution spatiale restreinte

#### B.1 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>)

---

La zone d'occurrence de la pinède à Pin laricio en France est limitée à la Corse. Même en considérant que ces pinèdes puissent s'étendre sur une partie de l'étage mésoméditerranéen (stations fraîches uniquement), ainsi que de l'étage montagnard (dynamique naturelle d'évolution des fruticées), la zone d'occurrence ne pourra être supérieure à la zone d'occupation actuelle (Tiger, comm.pers.).

La zone d'occurrence de l'écosystème est ainsi estimée à 4 000 km<sup>2</sup> (Figure 85).

#### B.2 : Zone d'occupation (maille 10x10 km)

---

La zone d'occupation de l'écosystème est de 28 mailles de 10 x 10 km (Figure 85).

#### B.3 : nombre de localités

---

Le nombre de localités est à déterminer par rapport au risque incendie, menace la plus importante pour les pinèdes à Pin laricio. Concernant cette menace, la Collectivité Territoriale de Corse a défini une cartographie de « l'Aléa Moyen Annuel » des incendies en Corse, dans le cadre de son « *Plan de protection des forêts et des espaces naturels contre les incendies en Corse* » (PPFENI) (CTC, 2007).

Ce zonage se base sur deux approches relatives à cet aléa rapportées à un maillage composé de mailles de 400 ha : l'une réelle correspondant à l'évaluation statistique des incendies de plus de 50 ha sur la période 1981-2003, l'autre théorique donnant l'indice de combustibilité de la végétation.

Cette cartographie permet de délimiter 7 localités de pinède à Pin laricio pouvant être affectées par un unique incendie, que ce soit un massif continu dont une partie se trouve dans une zone à « *aléa élevé* » ou à « *aléa très élevé* » ou des patches forestiers situés au sein d'une zone d'une même intensité « *aléa élevé* » ou « *aléa très élevé* ». Cinq autres localités à aléa modéré ou moyen peuvent également être délimitées (Figure 86).

Compte tenu du morcellement de l'écosystème sur le territoire corse (en grande partie dû au relief montagneux qui isole les vallées les unes des autres), 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 minimum de localités de pinèdes à Pin laricio pouvant être retenu est de 12. En effet, 12 très grands incendies seraient susceptibles d'affecter l'ensemble des pinèdes à Pin laricio de Corse.

### Déclin continu ou menace imminente

---

Les seuils de superficie des sous-critères B1 et B2 pourraient amener à l'attribution de catégories de menace, respectivement En Danger (EN) et Vulnérable (VU). Toutefois, on ne constate actuellement pas de déclin continu de la distribution, de

l'environnement abiotique ou des interactions biotiques affectant l'ensemble de l'écosystème, et aucune menace pourrait provoquer un tel déclin au cours des 20 prochaines années.

Seul le nombre de localité se rapproche de 10, défini comme seuil pour l'attribution de la catégorie VU selon les sous-critères B1 et B2.

**L'écosystème « Pinèdes corses à Pin laricio » est évalué Quasi-Menacé (NT) selon le critère B.**

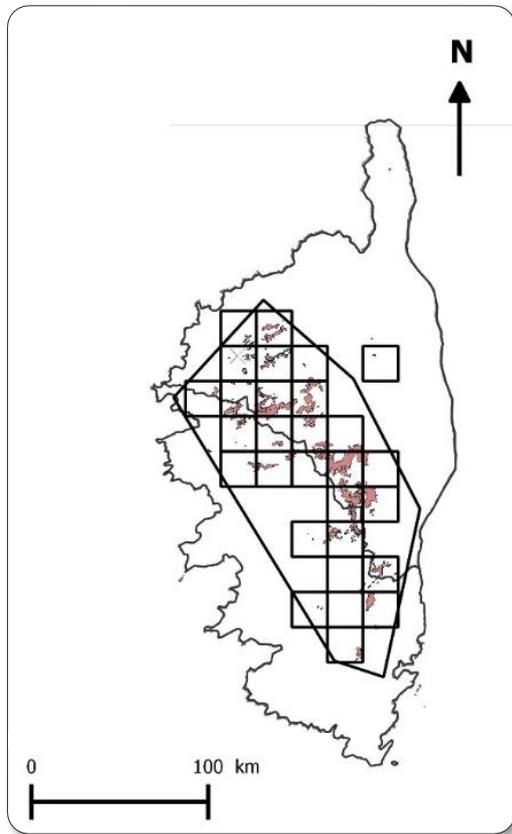


Figure 85 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) des pinèdes à Pin laricio de Corse en France métropolitaine

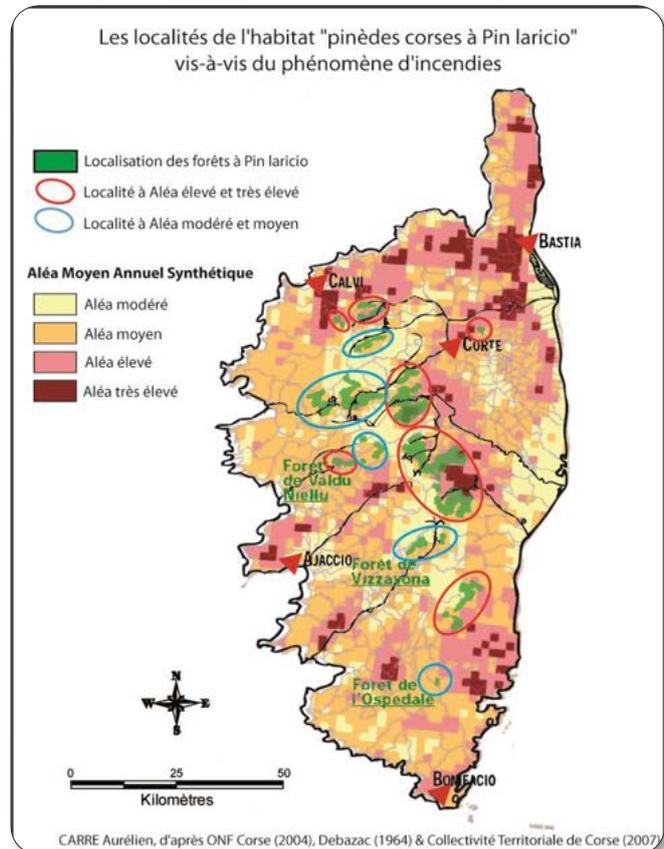


Figure 86 : Identification des localités de l'écosystème de pinède à pin laricio en fonction du risque d'incendie (d'après CTC, 2007)

## ■ Critère C : Dégradation de l'environnement abiotique

### C.I Modification d'une variable abiotique au cours des 50 dernières années

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 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. 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 diminution des mises à feu pour le défrichage des maquis en encourageant à la diversification des usages de ces espaces ruraux combustibles. La Méditerranée apparaît également comme la région d'Europe la plus touchée par l'augmentation de la concentration en ozone troposphérique. En Corse, et malgré les importantes concentrations mesurées, 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.

Au cours des 50 dernières années, 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, n'ont pas encore subi de ralentissement de croissance ou de réduction de leur capacité de reproduction.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

## C.2a Modification d'une variable abiotique estimée au cours des 50 prochaines années

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 supraméditerranéen, à moins de 900 mètres d'altitude. Les premiers effets des changements climatiques sur ces pinèdes situées en limite inférieure de l'aire de répartition du Pin laricio ne seraient cependant perceptible qu'à partir du milieu du XXI<sup>ème</sup> siècle, et ce essentiellement au mésoméditerranéen supérieur. Les montagnes corses devraient en effet jouer un rôle de refuge climatique pour le Pin laricio, même au supraméditerranéen. Les changements climatiques en cours auront toutefois un impact sur le risque incendie, du fait de l'augmentation des coups de vents violents et des sécheresses successives. Ces phénomènes ne peuvent cependant pas être quantifiés à une échéance de 50 ans.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

## C.2b Modification d'une variable abiotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

Les paramètres évalués par le sous-critère C1 devraient restés constants dans un avenir proche et ne pas entraîner de modification majeure de l'environnement abiotique au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

## C.3 Modification d'une variable abiotique depuis une référence historique (≈1750)

L'augmentation de la fréquence des incendies a principalement permis au Chêne vert et au Pin maritime de s'étendre, au détriment des pinèdes à Pin laricio. Mais cette augmentation a des origines bien antérieures à 250 ans.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

**L'écosystème « Pinèdes corses à Pin laricio » est évalué Préoccupation-Mineure (LC) selon le critère C.**

### ■ Critère D : Perturbation des processus et interactions biotiques

#### D.1 Modification d'une variable biotique au cours des 50 dernières années

La cartographie de l'enveloppe des incendies de 1955 à 2011 illustre que près de 30 % des forêts de Pin laricio ont été touchées par un incendie au cours de cette période. Une partie de ces forêts a également subi le passage répété de 2 ou 3 feux (Figure 87). Si plusieurs de ces incendies peuvent être catégorisés comme « grands incendies », tous ont été suivis de régénérations du Pin laricio et n'ont donc pas conduit l'écosystème à l'effondrement. Cependant, étant donné les perturbations occasionnées par le passage d'un incendie au sein de ces peuplements essentiellement anciens et matures, la sévérité relative de la menace peut être estimée comme supérieure à 50 %.

11 258 ha de pinède à Pin laricio ont été évalués dans le cadre de la directive Habitats sur les 20 913 ha de pinèdes publiques, soit 54 %. 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, 2014, comm. pers.). Ces évaluations indiquent ainsi qu'au moins 12 % des pinèdes corses à Pin laricio présentent un état altéré en conséquence de l'abrutissement par les troupeaux en liberté. Toutefois, la dynamique de renouvellement du Pin laricio n'est pas menacée par le pâturage car ce sont principalement les essences accompagnatrices qui sont éliminées (Hêtre, Sapin, Chêne vert, Houx, etc.) (Guy, comm. pers.).

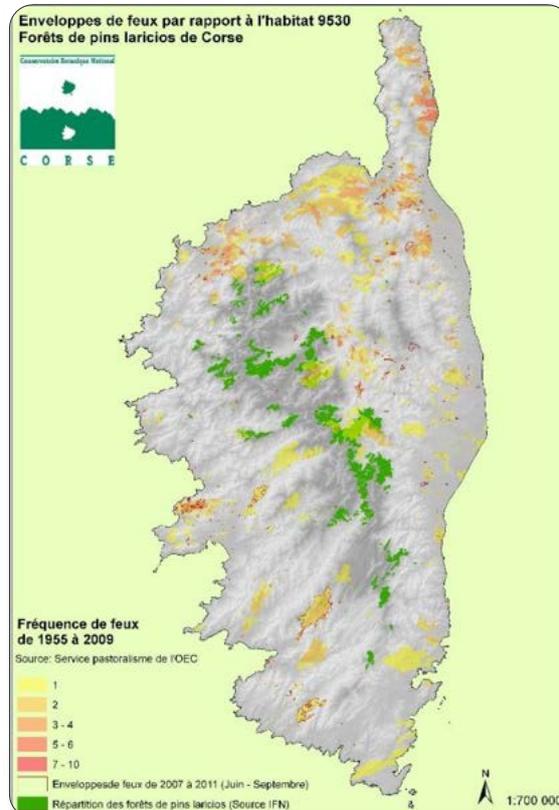


Figure 87 : Forêts de Pin laricio, enveloppes et fréquence des feux en Corse de 1955 à 2011 (d'après CBNC, 2014)

Particulièrement développée depuis 1970, l'exploitation du Pin laricio concerne actuellement 11 200 ha (superficie calculée pour le Plan National d'Action pour la Sittelle corse) sur les 25 160 ha de pinèdes en domaine public, soit environ 45-50 % de la distribution de l'écosystème (quelques dizaines d'hectares sont à ajouter pour la forêt privée) (Guy, comm. pers.).

Cette exploitation ne compromet pas l'avenir de l'écosystème bien qu'une attention particulière doive être portée aux faciès anciens et matures, les plus recherchés pour l'exploitation de gros bois.

**En raison des surfaces incendiées au cours des 50 dernières années et de la fréquence de ces incendies, ce sous-critère classe l'écosystème en Quasi-Menacé (NT).**

## D.2a Modification d'une variable biotique estimée au cours des 50 prochaines années

---

La progression du Pin maritime à l'étage supraméditerranéen concerne actuellement moins de 10 % des pinèdes à Pin laricio de Corse et il est impossible de prévoir sa progression au cours des 50 prochaines années, notamment du fait de la progression de l'infection par *Matsucoccus feytaudi* qui ne concerne que le Pin maritime.

Le développement de pathogènes (maladie des bandes rouges) ou autre perturbateur (Gui, *Viscum album* subsp. *austriacum*) reste une menace à considérer pour le Pin laricio. Ces derniers pourraient profiter de l'affaiblissement des arbres dû aux sécheresses successives et causer des dépérissements importants. La gestion multifonctionnelle de la forêt en Corse ne présente quant à elle pas de menace majeure, à l'heure actuelle, pour les pinèdes à Pin laricio.

Le nombre d'incendies comme l'étendue des feux de forêts diminuent chaque année en Corse. On peut ainsi estimer qu'au cours des 50 prochaines années, malgré les possibles impacts des changements climatiques sur les régimes d'incendies, les pinèdes à Pin laricio soient moins confrontées aux incendies. Cependant, aucune donnée ne permet de l'affirmer.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

## D.2b Modification d'une variable biotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

Les incendies ont un impact non négligeable sur les pinèdes à Pin laricio, particulièrement sur les faciès anciens et matures. Bien que le nombre d'incendies comme les surfaces incendiées diminuent chaque année, il est probable que la même proportion des pinèdes à Pin laricio reste confrontée à des phénomènes d'incendies dans un avenir proche. Les paramètres évalués par le sous-critère D1 devraient donc restés constants dans un avenir proche.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Quasi-Menacé (NT).**

## D.3 Modification d'une variable biotique depuis une référence historique (≈ 1750)

---

L'exploitation du Pin laricio a eu une incidence probablement assez faible sur le fonctionnement de ces forêts jusque vers le milieu du XIX<sup>ème</sup> siècle. D'abord parce que le Pin laricio n'était pas l'essence la plus recherchée, puis parce que cette exploitation n'a concerné que les zones très accessibles et qu'elle s'est réalisée dans un contexte social difficile. 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 est cependant difficile d'évaluer la sévérité relative de cette exploitation.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

**L'écosystème « Pinèdes corses à Pin laricio » est évalué Quasi-Menacé (NT) selon le critère D.**

### ■ 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 Pin laricio à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne française, qui soit capable de prendre en compte l'ensemble des facteurs pouvant conduire à cet effondrement.

**L'écosystème « Pinèdes corses à Pin laricio » est évalué Données-Insuffisantes (DD) selon le critère B.**

## ■ Bilan de l'évaluation des pinèdes corses à Pin laricio en France

Critère	Sous-critère	Statut
<b>A : Réduction de la distribution spatiale</b>	A.1 : 50 dernières années	LC
	A.2a : 50 prochaines années	DD
	A.2b : 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	LC
	A.3 : Depuis une référence historique (≈1750)	LC
<b>B : Distribution spatiale restreinte</b>	B1. Zone d'occurrence	NT
	B2. Zone d'occupation	NT
	B3. Nombre de localités	LC
<b>C : Dégradation de l'environnement abiotique</b>	C.1 50 dernières années	LC
	C.2a 50 prochaines années	DD
	C.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	LC
	C.3 Depuis une référence historique (≈1750)	LC
<b>D : Perturbation des processus et interactions biotiques</b>	D.1 50 dernières années	NT
	D.2a 50 prochaines années	DD
	D.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	NT
	D.3 Depuis une référence historique (≈1750)	LC
<b>E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème</b>		DD
<b>Statut de l'écosystème</b>		<b>NT</b>

## ■ Fiabilité de l'évaluation

Bonne (données de superficie disponible auprès de l'IGN et du CBNC, sources bibliographiques et dires d'experts).

## ■ Évaluateurs

Comité français de l'UICN (Magali Rossi, Aurélien Carré)



## Bilan et interprétation de l'évaluation

Si les incendies représentent les principaux phénomènes régulateurs des pinèdes à Pin laricio, et que les incendies occasionnels favorisent leurs dynamiques, les peuplements de Pins laricio y sont tout de même particulièrement sensibles car leur sous-bois est très combustible. De par le caractère ancien et mature de la grande majorité de ces peuplements en Corse, tout passage d'incendie représente de plus une importante perturbation écologique, même suivi d'une bonne régénération du Pin laricio. A l'étage supraméditerranéen, le Pin maritime est par ailleurs plus compétitif que le Pin laricio et devient son principal compétiteur après un incendie ou une éclaircie. Le Pin maritime se régénère en effet plus efficacement (cônes sérotineux) et ses jeunes individus sont moins inflammables que les jeunes pins laricio. La dynamique du Pin maritime apparaît cependant fortement contrainte en Corse par la Cochenille du pin (*Matsucoccus feytaudi*).

Le Pin laricio, comme les autres espèces de pins méditerranéens, est aussi sensible aux changements du climat méditerranéen et en particulier en limite inférieure de son aire de répartition, à moins de 900 m d'altitude. La Méditerranée apparaît également comme la région d'Europe la plus touchée par l'augmentation de la concentration en ozone troposphérique : la concentration en O<sub>3</sub> en Corse est aussi élevée que dans les grands massifs montagneux européens. C'est aussi en Corse que l'on observe le plus grand nombre d'espèces végétales présentant des symptômes confirmés dus à l'ozone.

L'écosystème « Pinèdes corses à Pin laricio » est évalué Quasi-menacé (NT) face à un risque d'effondrement en France, selon la méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN. Endémiques de Corse, ces pinèdes n'occupent qu'une faible zone d'occurrence, limitée aux zones montagneuses de l'île. Leur plus forte vulnérabilité étant liée aux phénomènes d'incendies, un nombre de 12 localités de cet écosystème a été déterminé en fonction de la fragmentation des massifs forestiers et de l'aléa moyen annuel « incendie ». De plus, toute occurrence d'incendie représente une intense perturbation au sein de ces peuplements anciens et matures, même si la fréquence de ces incendies reste en deçà du seuil de tolérance de l'écosystème. Or il apparaît que près du tiers des pinèdes à Pin laricio ont été confrontées à au moins un incendie au cours des 50 dernières années.

L'exploitation du Pin laricio n'a une réelle influence que sur les peuplements les plus accessibles, qui n'en représentent aujourd'hui qu'une minorité. La représentation des stades matures de pinèdes à Pin laricio en Corse dépendra alors du développement ou non d'autres techniques d'exploitation, ainsi que de l'évolution des régimes d'incendies. Ces derniers devraient continuer de diminuer en intensité et en nombre malgré les conséquences des changements climatiques, que les montagnes corses devraient par ailleurs fortement atténuer à moyen terme.



## Références

Rédacteur de la fiche d'évaluation de l'habitat 9530 : Daniel Cambon, Denis Soulé

**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.

**Bardat J., Bioret F., Botineau M., Bouillet V., Delpech R., Géhu J.-M., Touffet J., 2001.** *Prodrome des végétations de France*, MNHN, 143 p.

**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, 339 p + 423 p + CD.

**Bissardon M., Guibal L., Rameau J.-C., 1997.** *CORINE biotopes. Version originale. Types d'habitats français*, ENGREF, MNHN, 175 p.

**Bonneau M., 1983.** Le « nouveau dépérissement » des forêts. Symptômes, causes possibles. Importance éventuelle de la nature des sols, Science du sol, n°4, pp 239-251.

**Carcaillet C., Barakat H.N., Panaïotis C., Loisel R., 1996.** *Fire and late-Holocene expansion of Quercus ilex and Pinus pinaster on Corsica*, Journal of Vegetation Science Vol.8, pp 85-94.

**Carcaillet C., Leys B., 2011.** *Une intime relation lie le feu et la forêt corse depuis plus de 11 000 ans*, École Pratique des Hautes Études, 5 p.

**Cazaux D., Tastevin L., Trecul D., Lecoq J., Cerati O., 2009.** *La cochenille du tronc du pin maritime en Corse*, Poster, Santé Des Forêts, Colloque DSF Beaune, 1 p.

**Cecchini S., Croisé 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.

**CTC, 2007.** *Plan de Protection des Forêts et des Espaces Naturels contre les Incendies en Corse (PPFENI) 2006-2012*, 201p.

- Dalstein U. E., Vas N., Cecchini S., 2008.** *Effets de l'ozone sur quelques peuplements forestiers du réseau RENECOFOR (Office national des forêts), Forêt 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, 307 p.
- 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.
- Guy, S., 2004.** *Le pin laricio de Corse*, ONF, Projet Life Nature, 6 p.
- IGN, 2016.** *Elaboration de cartes des peuplements et de cartogramme des espèces dans la zone d'étude de l'arc méditerranéen, statistiques sur la répartition, la quantification et la part de forêts anciennes de Cassini des peuplements étudiés*, Convention UICN-IGN.
- IRSTEA, 2010.** *Évolution des incendies en Haute-Corse*, Info DFCI n°65, pp 1-3.
- Jacquet K. et Cheylan M., 2008.** *Synthèse des connaissances sur l'impact du feu en région méditerranéenne*, Direction générale de l'Environnement Provence-Alpes-Côte d'Azur, 79p.
- Keith D. A., Rodríguez J. P., Rodríguez-Clark K. M., Nicholson E., Aapala, K., Alonso A., Zambrano-Martínez S., 2013.** *Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems*, Plos one, 8(5), e62111.
- Louvel J., Gaudillat V., Poncet, 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.
- Lucas S., 2003.** *2003, année marquée par les incendies* l'IF, IFN, 1, 8 p.
- ONF, 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.
- ONF, 2011.** *Schéma Régional d'Aménagement des forêts corses*, Direction régionale de Corse, 253p.
- Panaïotis C., El-Melik M., Hugot L., 2011.** *Guide pratique d'aménagement des fruticées montagnardes de Corse*. Conservatoire Botanique National de Corse – Office de l'Environnement de la Corse, Corte, 48p.
- Panaïotis C., Barthet T., Vallauri D., Hugot L., Gauberville C., Reymann J., Delbosc P., 2015a.** *Notice de la carte d'État-major de la Corse (1964-1866), Occupation du sol et première analyse des forêts anciennes*, CBN Corse/OEC/WWF-France, Corte, 31p.
- Panaïotis C., Reymann J., Vallauri D., 2015b.** *Forêts anciennes de Corse. Analyse à partir de la carte d'Etat-major 1864-1866*, Colloque « forêts de Corse », 10-11 Octobre 2015, Galéria.
- Piou D., Saintonge F.-X., Marçais B., 2015.** *Quel avenir pour le pin laricio face à la maladie des bandes rouges*, Forêt entreprise (224), pp 10-17.
- Rameau J.-C., Mansion D., Dumé G., Gauberville C., 2008.** *Flore forestière française, Guide écologique illustré, Tome 3 : Région méditerranéenne*, Institut pour le Développement Forestier, 2426p.
- Rome S., Giorgetti J.-P., 2007.** *La montagne corse et ses caractéristiques climatiques*, La Météorologie n°59, pp 39-50.
- Rossi M., Vallauri D., 2013.** *Évaluer la naturalité. Guide pratique version 1.2. Rapport WWF France*, 154p.
- 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.
- Sauvagnargues S., 2012.** *Incendies de forêts : défis et perspectives*, Lavoisier, 336p.
- Torre F., 2014.** *Contribution à une sylviculture du pin laricio (Pinus nigra ssp. laricio) compatible avec la conservation de la sittelle corse (Sitta whiteheadi)*, Mémoire pour l'obtention du diplôme de l'École Pratique des Hautes Études, Montpellier, 98 p. + annexes.
- 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.
- Villard P., Thibault J.-C., 2001.** *Données sur les nids, la croissance des poussins et les soins parentaux chez la sittelle corse Sitta whiteheadi*, Alauda 69 (4), pp 465-474.

## Pinèdes à Pin parasol (ou Pin pignon)



### Présentation et distribution géographique

Le Pin pignon est une essence méditerranéenne dont les peuplements ont été favorisés en France depuis l'époque romaine pour la récolte de ses pignes. Son introduction en Corse est cependant plus récente. La plupart de ses peuplements sont ainsi issus de plantations plus ou moins anciennes. Ces forêts sont très ponctuelles et l'estimation de leur superficie reste relativement imprécise.

40 % des pinèdes à Pin parasol françaises (hors peuplements dunaires) se trouvent dans le Var (plaine siliceuse des Maures et massif de l'Estérel). D'autres stations sont signalées dans les Alpes-Maritimes, aux alentours de Cannes-Vallauris et Biot. Le Pin pignon est également présent en Corse où il aurait été introduit au XIX<sup>ème</sup> siècle dans la région de Porto-Vecchio, à Santa Giulia et dans la région de Calvi. Il n'existe cependant pas de données précises disponibles au niveau régional quant à la superficie couverte par cet écosystème (Figure 88).

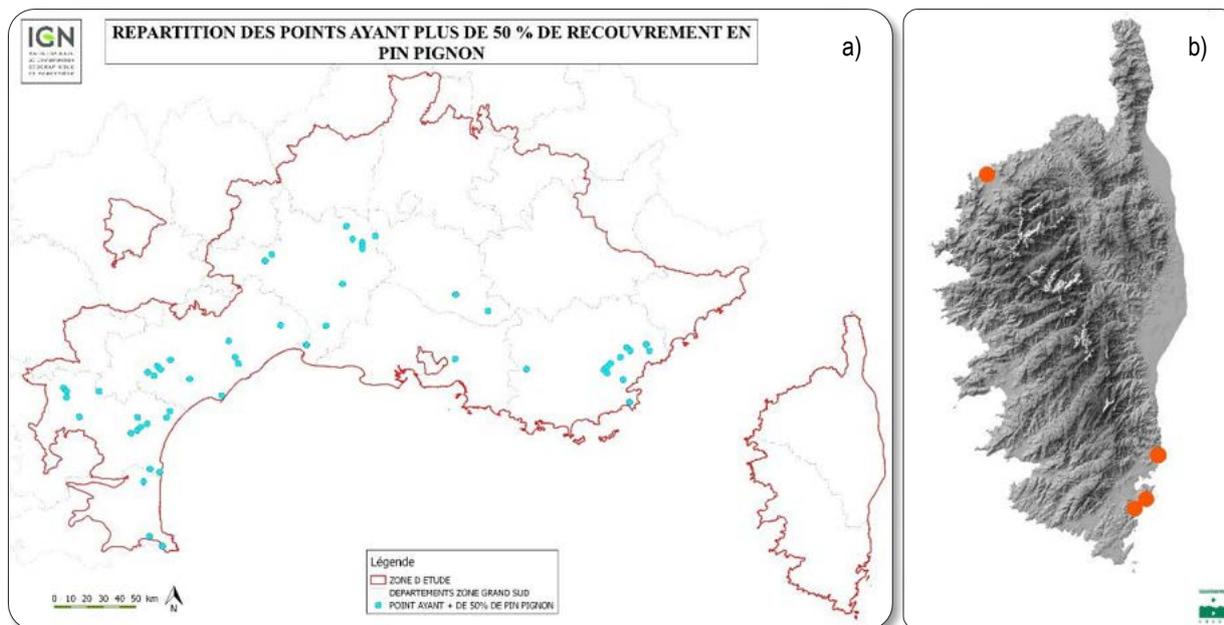


Figure 88 : Localisation des relevés IFN à plus de 50 % de recouvrement en Pin pignon sur le continent (a), et principaux peuplements de Pin pignon (hors dunes) en Corse (b) (CBN Corse, 2015 ; IGN, 2016)



### ■ EUNIS / Corine Biotopes

Nous retenons pour l'écosystème « Pinèdes à Pin parasol », les unités présentées dans le Tableau 22.

**Tableau 22. Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Pinèdes à pin parasol » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013)**

Code	Intitulé	Description
G3.73	Pinèdes à <i>Pinus pinea</i> (pour les formations dunaires, voir l'unité B1.71)	L'introduction est très ancienne dans de nombreuses régions, ce qui rend souvent la distinction difficile entre les forêts naturelles et les formations artificielles de longue date. De ce fait, ces dernières sont comprises, tandis que les peuplements récents d'origine artificielle évidente ne le sont pas.
G3.733	... provençales	Formations provençales de <i>Pinus pinea</i> , pouvant être spontanées sur les sables côtiers et dans la région des Maures.
G3.734	... corses	Formations de <i>Pinus pinea</i> du littoral corse, dont certaines peuvent être d'origine naturelle, en particulier celles des vieilles dunes de la côte est.

Cette unité EUNIS correspond à l'unité 42.83 (833, 834) de Corine Biotopes (Bissardon et al., 1997).

### ■ Types d'habitats d'intérêt communautaire (Bensettiti et al., (coord), 2001)

Les pinèdes à Pin parasol correspondent à l'Habitat 9540-2 « Pinède méditerranéenne de pins mésogéens endémiques : Pin pignon ». Cet habitat inclut les peuplements spontanés et les peuplements issus de plantations anciennes, réalisées au sein de l'aire de distribution naturelle du Pin parasol et naturalisés. Il exclut de ce fait les plantations récentes ainsi que les peuplements de Corse, dont les rares peuplements hors dunes littorales seraient issus de plantations datant du siècle dernier. Cet habitat est décliné en France en deux habitats élémentaires :

- 9540-2.1 Peuplements non dunaires sur substrat siliceux
- 9540-2.2 Peuplements non dunaires sur calcaires ou marnes

### ■ Classification phytosociologique (Bardat et al., 2004)

Les cortèges d'espèces végétales présents dans les pinèdes à Pin pignon sont pour la plupart rattachés à l'alliance du *Quercion ilicis*, en tant que sous-association dominée par *Pinus pinea*. Il existe cependant différents faciès de végétation au sein des pinèdes à Pin pignon :

#### Faciès à Chêne-liège

---

- **Classe** : *Quercetea ilicis*
  - **Ordre** : *Quercetalia ilicis*
    - **Alliance** : *Quercion ilicis*
      - **Sous-alliance** : *Quercenion suberis*

#### Faciès à Chêne pubescent

---

- **Classe** : *Quercroboris-Fageteta sylvaticae*
  - **Ordre** : *Quercetalia pubescenti-sessiliflorae*
    - **Alliance** : *Quercion ilicis*

- **Sous-alliance** : *Quercenion suberis*

## Faciès à Pin d'Alep

---

- **Classe** : *Quercetea ilicis*
  - **Ordre** : *Pistacio lentisci-Rhamnetalia alaterni*
    - **Alliance** : *Oleo sylvestris-Ceratonion siliquae*
    - **Alliance** : *Rhamno lycioidis-Quercion cocciferae*

### ■ IUCN Habitats classification scheme (Version 3 .1)

Forêt tempérée.



## Description

---

Le Pin parasol serait une essence indigène en région méditerranéenne française mais l'expansion de ses peuplements a été largement favorisée par le recours à des plantations, et ce depuis l'époque romaine. La plupart de ces peuplements sont ainsi assimilés à des forêts anciennes, à l'exception des peuplements corses où le Pin pignon n'a été introduit qu'à la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle.

La plupart de ces pinèdes se trouvent dans les plaines littorales et les collines mésoméditerranéennes du Var et des Alpes-Maritimes, à moins de 50 km du littoral. De nombreux boisements ont également été implantés sur les dunes littorales mais ne sont pas inclus dans cet écosystème. Les pinèdes de Pin parasol constituent parfois une végétation de substitution, ou paraclimax, mais aussi des peuplements stables sur certains substrats minéraux et drainants.

### ■ Biote indigène caractéristique

#### Végétation

---

#### Essence dominante

Le Pin pignon (*Pinus pinea* L.) fait partie du groupe des pins méditerranéens indigènes du bassin méditerranéen. Il est cependant considéré comme une espèce isolée, incompatible en termes de reproduction avec toutes les autres espèces de pins. Le Pin pignon présente un port typiquement "en parasol" et peut atteindre 30 m de haut, pour une circonférence de plus de 6 m (Figure 89).



Figure 89 : Pin parasol, Plaine des Maures (© A.Catard /CEN-PACA)

Le Pin pignon, ou Pin parasol, est connu de l'homme depuis l'Antiquité et a été fortement favorisé par le recours à des plantations, notamment en France. La plupart des pinèdes à Pin pignon sont ainsi assimilées à des peuplements anciens, sauf en Corse où le Pin pignon n'a été introduit qu'à la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle.

Des études polliniques et anthracologiques ont montré que cette essence pourrait être indigène en méditerranée française, bien que les études par marqueurs génétiques révèlent une quasi absence de diversité à l'échelle de l'aire de répartition de l'espèce en France (Vendramin *et al*, 2008 ; Tassin, 2012). Ceci laisse supposer que le Pin pignon aurait pu disparaître de France du fait de la perte de son habitat lors des épisodes glaciaires du Quaternaire, puis réintroduit par l'homme depuis l'Antiquité à partir de seulement quelques rares génotypes.

### Espèces associées

Le Pin pignon (*Pinus pinea* L.) est parfois accompagné du Pin maritime (*Pinus pinaster*) au sein de la strate dominante. Le sous-bois de la pinède à Pin pignon est peu dense car les houppiers laissent peu de lumière arriver au sol (Figure 90). Sa composition est ainsi relativement similaire à celle des chênaies sclérophylles acidiphiles : Myrte (*Myrtus communis*), Lentisque (*Pistacia lentiscus*), Chèvrefeuille des Baléares (*Lonicera implexa*), Fragon, *Ruscus aculeatus*, etc.



Figure 90 : Peuplement dense de Pin pignon (© B. Huynh-Tan)

## ■ Milieu physique

### Bioclimat

---

Les pinèdes à Pin parasol se développent au sein des plaines littorales et des collines mésoméditerranéennes (à moins de 450 m d'altitude), assez proches du littoral (à moins de 50 km de la mer). Le Pin parasol peut résister au froid hivernal mais reste cantonné aux bioclimats subhumides et humides tempérés. La température optimale pour la germination du Pin pignon est ainsi comprise entre 16 et 19 °C tandis que des températures supérieures à 25 °C ou inférieures à 10 °C stoppent le processus de germination (Agrimi et Ciancio, 1993).

### Type de sol

---

Le Pin parasol affectionne les terrains sableux ou alluviaux, profonds et meubles. On distingue généralement les peuplements sur substrat siliceux des peuplements sur calcaires ou marnes. Les sols trop calcaires ont par ailleurs un effet limitant sur la croissance de l'arbre, tandis que la présence de sel bloque sa germination (Barbéro *et al.*, 1998 ; Bensettiti *et al.* (coord), 2001 ; Tassin, 2012). La proximité de la nappe phréatique favorise le développement du système racinaire du Pin pignon, relativement peu profond comparé aux autres pins méditerranéens.

## Histoire et ancienneté

---

Le Pin pignon a été planté pour la récolte des pignes depuis l'époque romaine, ce qui a contribué à étendre sa distribution, notamment sur substrats sableux (Quézel, 1979). Si quelques peuplements peuvent se trouver en position primaire, l'essentiel des peuplements de Pin pignon de France (à l'exception des peuplements corses) sont issus de plantations plus ou moins anciennes et il est actuellement très difficile de distinguer ces différents peuplements.

Les plantations qui n'ont pas fait l'objet de déboisement au cours de l'histoire contemporaine, et pour lesquelles il n'y a pas eu de rupture de l'état boisé depuis au moins 250 ans (attesté par la carte de Cassini datant d'environ 1750), sont définies comme des forêts anciennes. Les peuplements peuvent néanmoins être jeunes si ces forêts ont fait l'objet d'une exploitation ou du passage d'un incendie.

### ■ Processus et interactions clés

#### Dynamique de la végétation

---

Les houppiers des pins parasols sont particulièrement denses et limitent la quantité de lumière arrivant jusqu'au sous-étage, ce qui freine la croissance de la végétation arbustive et réduit la combustibilité des peuplements (Tassin, 2012).

Les pinèdes à Pin pignon présentent ainsi une moindre sensibilité aux incendies, en comparaison des pinèdes à Pin maritime ou à Pin d'Alep. Par ailleurs, le Pin pignon peut survivre à la disparition de plus de 90 % de son houppier suite à un incendie (Rigolot, 2004). Enfin, l'épaisseur de son écorce comme l'absence de branches basses sur les grands sujets permet à ses peuplements de résister aux feux courants (Catard, comm. pers.).

#### Dynamique spatiale

---

En France, les pinèdes à Pin parasol constituent de petits peuplements plus ou moins réguliers d'origine sub-spontanée ou artificielle, très rarement spontanée (Agrimi et Ciancio, 1993). Ces pinèdes constituent ainsi généralement une étape de substitution (ou paraclimax) dans la dynamique de la végétation méditerranéenne et sont susceptibles d'évoluer vers des peuplements de chênaies sclérophylles ou, sur sols profonds, de chênaies caducifoliées.

Les pinèdes à Pin pignon peuvent cependant constituer des peuplements lâches et stables sur des substrats minéraux et drainants (Figure 91) (Catard, comm. pers.).



Figure 91 : Pin pignon, Plaine des Maures (© M. Rossi)

#### Maturité et structure

---

La longévité du Pin pignon est estimée à 200-250 ans mais certains auteurs ont signalé des individus de plus de 400 ans (Rameau *et al.*, 2008). Les peuplements matures de pins pignons (> 125 ans, d'après la méthode proposée par Rossi et Vallauri, 2013) seraient cependant plutôt rares dans l'écorégion méditerranéenne française.

Le traitement en futaie régulière est souvent préféré pour la production de fruits, au détriment de peuplements à structures complexes où la régénération s'effectuerait naturellement. Ce traitement est également liée à la pauvreté du substrat sur lequel les pinèdes se développent.

La Figure 92 présente de manière schématique le fonctionnement global de l'écosystème, ainsi que l'impact des principales menaces identifiées ci-après.

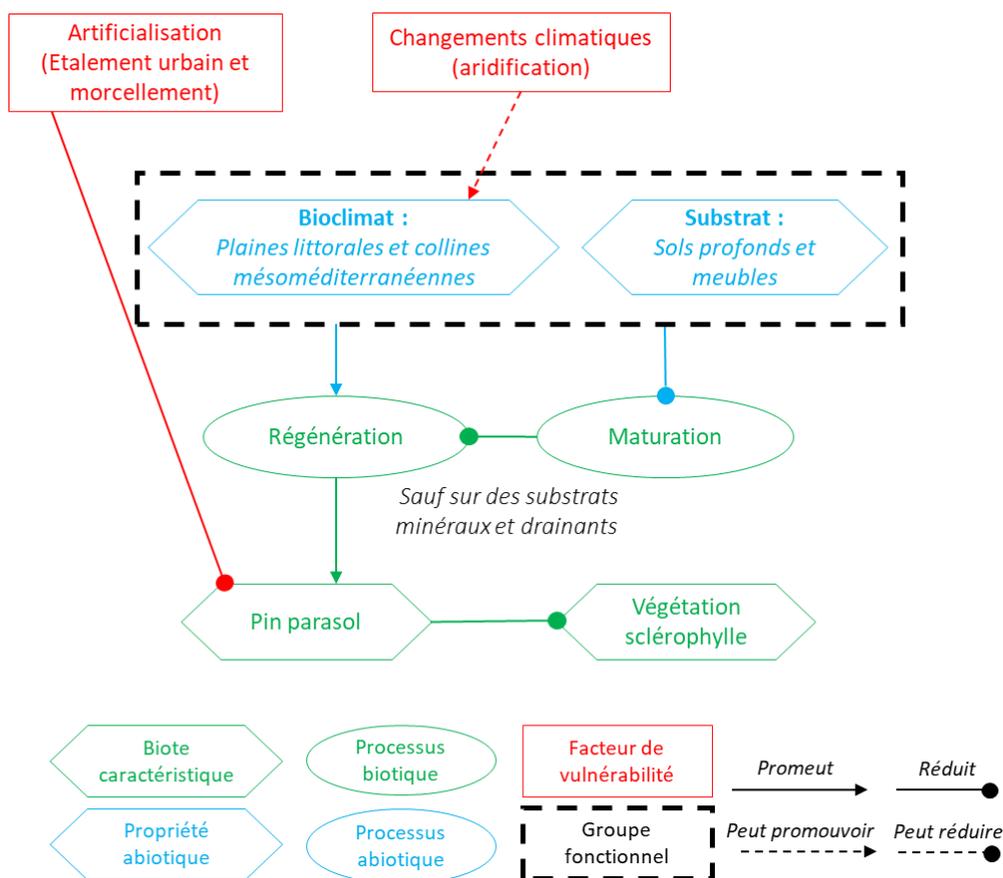


Figure 92 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées

## ■ Facteurs de vulnérabilité

### Artificialisation

Les principales menaces qui pèsent sur les pinèdes à Pin pignon sont l'étalement urbain et la progression de l'habitat diffus, ainsi que l'artificialisation des territoires auxquels ces peuplements sont inféodés, notamment par l'aménagement de terrains de golf et autres infrastructure touristiques.

Les peuplements producteurs de graines à usage forestier, notamment à des fins de reboisement, sont cependant relativement bien protégés du fait de l'encadrement légal de l'utilisation de ces semences imposant une traçabilité des lots commercialisés (code forestier et Directive européenne n°99-105 du 22 décembre 1999) (Fady, comm. pers.).

### Incendies

La progression des espaces artificialisés comme les changements climatiques sont susceptibles d'entraîner une augmentation du risque d'incendies. Les pinèdes à Pin pignon seraient alors directement impactées car même si ses peuplements sont assez résistants aux incendies, ils ne peuvent se maintenir en cas de passages de feux trop fréquents ou d'une trop forte intensité.

### Changements climatiques

L'évolution du climat méditerranéen en France est également susceptible de rendre certaines zones colonisées par le Pin parasol impropres à son maintien à long terme, notamment les stations dont le bilan hydrique est déjà très défavorable. Les faciès dits « paraclimatiques » de la pinède à Pin parasol seraient alors concernés. À l'inverse, il est aussi probable que des zones de l'arrière-pays (par exemple dans le Haut Var, au nord des peuplements actuels) deviennent favorables au Pin pignon.

## Pathogènes et ravageurs

---

La pression de certains pathogènes ou ravageurs pourrait s'accroître sur des échelles de temps très courtes (quelques décennies), du fait des changements climatiques, et faire peser un risque accru sur ces peuplements occupant le plus souvent des stations déjà difficiles. C'est notamment le cas de la Processionnaire du pin (*Thaumetopoea pityocampa*), favorisée par les hivers doux, ou de scolytes capables de profiter d'arbres affaiblis pour se multiplier. Cependant, si la Processionnaire du pin a déjà affaibli certains peuplements de Pin pignon jusque dans les années 2010, l'épidémie semble aujourd'hui moins virulente excepté en Corse.

Un des ravageurs majeurs actuel est la punaise introduite *Leptoglossus occidentalis*, capable de réduire à néant la production annuelle de graines du Pin pignon.

## Exploitation

---

Le commerce des graines de pin pignon pour l'alimentation humaine est très lucratif mais encore peu développé en France. En cas d'accroissement de la demande, ce commerce non réglementé pourrait s'avérer une menace potentielle quant à la disponibilité de graines assurant la régénération naturelle des peuplements.



## Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015)

---

### ■ Critère A : réduction de la distribution spatiale

#### A.1 : Réduction au cours des 50 dernières années

---

Les pinèdes à Pin pignon n'ont probablement pas régressé au cours des 50 dernières années mais il n'existe aucune donnée de superficie fiable pour cet écosystème.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

#### A.2a : Réduction estimée au cours des 50 prochaines années

---

Cet écosystème est susceptible de subir une régression significative au cours des 50 prochaines années du fait de l'artificialisation des territoires qu'il occupe. Ces phénomènes ne sont cependant pas quantifiables. Une attention particulière devra tout de même être portée aux faciès d'intérêt écologique majeur, notamment les peuplements paraclimaciques sur substrats minéraux et drainants.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

#### A.2b : Réduction estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

Comme pour les sous-critères A1 et A.2a, il n'existe aucune donnée de superficie fiable pour cet écosystème et les phénomènes en jeu dans sa dynamique spatiale ne sont pas quantifiables.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

#### A.3 : Réduction depuis une référence historique (≈1750)

---

S'il est improbable que la régression des pinèdes à Pin parasol ait pu atteindre 50 % au cours des 250 dernières années, il n'existe aucune donnée de superficie fiable de cet écosystème pour en attester.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

**La catégorie Données-Insuffisantes (DD) est attribuée à l'écosystème « Pinèdes à Pin parasol » selon le critère A.**

## ■ Critère B : Distribution spatiale restreinte

### B.1 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>)

---

D'après l'identification des principaux peuplements de Pin pignon réalisée par les conservatoires botaniques Méditerranéen et de Corse, la zone d'occurrence de la pinède à Pin parasol serait d'environ 35 000 km<sup>2</sup> (Figure 93). Les autres points de présence du Pin pignon en France, notamment en région Languedoc-Roussillon, sont exclus de cette estimation.

### B.2 : Zone d'occupation (maille 10x10 km)

---

Toujours d'après les données fournies par les conservatoires botaniques nationaux, la zone d'occupation de l'écosystème peut être estimée à 21 mailles de 10x10 km (Figure 93).

### B.3 : nombre de localités

---

Le nombre de localités ne peut être précisément défini mais probablement supérieur à 5 (seuil du sous-critère B3).

## Déclin continu ou menace imminente

---

Si les valeurs de zone d'occurrence et de zone d'occupation (sous-critères B1 et B2) permettent de classer l'écosystème en Vulnérable (VU), il n'existe aucune donnée permettant d'affirmer que les pinèdes à Pin parasol présentent un déclin continu, que ce soit de leur superficie, de leur qualité environnementale ou de l'intégrité de leurs interactions biotiques. Cependant, l'étalement urbain et l'artificialisation des espaces naturels auxquels sont inféodés ces peuplements à faible zone d'occupation représentent tout de même une menace à court terme pour une partie de cet écosystème, d'après l'avis des experts.

**La catégorie Quasi-Menacé (NT) est attribuée à l'écosystème « Pinèdes à Pin parasol » selon le critère B.**

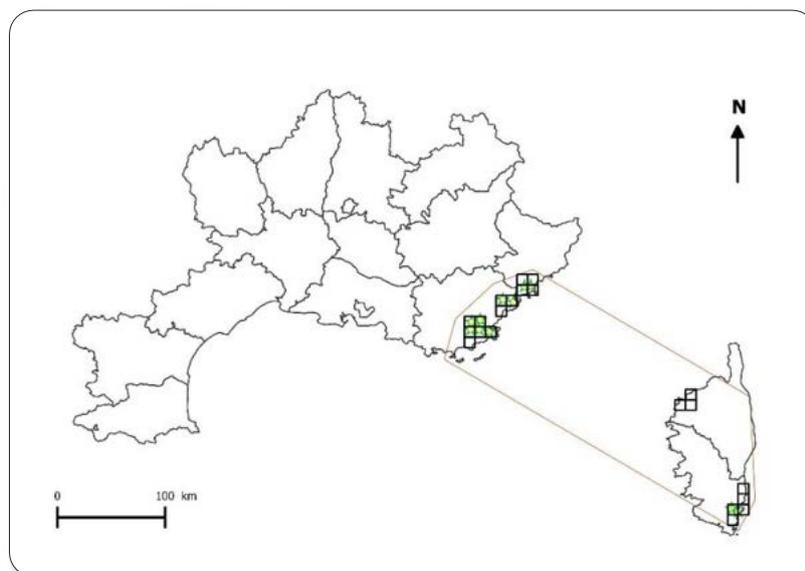


Figure 93 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) des pinèdes à Pin pignon en France métropolitaine (D'après CBN Méditerranée et CBN Corse)

## ■ Critère C : Dégradation de l'environnement abiotique

### C.I Modification d'une variable abiotique au cours des 50 dernières années

---

Il n'y a pas eu de dégradation environnementale majeure ou de modification de paramètres abiotiques ayant pu réduire la capacité de la pinède à Pin parasol à conserver son biote indigène caractéristique au cours des 50 dernières années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

## C.2a Modification d'une variable abiotique estimée au cours des 50 prochaines années

---

L'évolution du climat méditerranéen en France est susceptible de rendre certaines zones colonisées par le Pin parasol impropres à son maintien à long terme, notamment les faciès dits « paraclimaciques ». Nous ne disposons cependant d'aucune donnée permettant de quantifier le niveau de menace pour les 50 prochaines années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

## C.2b Modification d'une variable abiotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

Il n'y a pas de dégradation environnementale majeure ou de modification de paramètres abiotiques ayant réduit ou pouvant réduire à court terme la capacité de la pinède à pin parasol à conserver son biote indigène caractéristique au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

## C.3 Modification d'une variable abiotique depuis une référence historique (≈1750)

---

Il n'y a pas eu de dégradation environnementale majeure ou de modification de paramètres abiotiques ayant réduit la capacité de la pinède à pin parasol à conserver son biote indigène caractéristique au cours de l'histoire contemporaine.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

**La catégorie Préoccupation-Mineure (LC) est attribuée à l'écosystème « Pinède à Pin parasol » selon le critère C.**

## ■ Critère D : Perturbation des processus et interactions biotiques

### D.1 Modification d'une variable biotique au cours des 50 dernières années

---

La principale perturbation des processus et des interactions biotiques des pinèdes à Pin pignon est liée aux attaques de pathogènes. Nous ne disposons cependant d'aucune donnée permettant de renseigner les valeurs d'étendue concernée ou de sévérité relative de ces attaques au cours des 50 dernières années.

Les attaques de la chenille Processionnaire du pin, les plus virulentes concernant cet écosystème et sur cette période de temps, ne semblent cependant pas avoir entraîné l'effondrement des peuplements affectés. En effet si des individus sont morts et parfois en grand nombre, la régénération du Pin pignon n'a pas été annihilée.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### D.2a Modification d'une variable biotique estimée au cours des 50 prochaines années

---

Les peuplements d'origine anthropiques et décrits comme transitoires ne se régèneront pas naturellement sans intervention de l'homme. Ainsi, en l'absence d'incendies et de milieux ouverts à coloniser, le Pin parasol se retrouverait en concurrence avec les autres essences forestières méditerranéennes. Les changements climatiques en cours pourront également jouer un rôle sur la dynamique des populations de ravageurs et pathogènes, favorisés par la présence d'arbres affaiblis par une moindre disponibilité en eau.

Nous ne disposons cependant d'aucune donnée quantitative permettant d'établir les valeurs de sévérité relative ou de superficie de l'écosystème pouvant être affecté par ces phénomènes.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### D.2b Modification d'une variable biotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

La récente prédation des graines du Pin pignon par la punaise *Leptoglossus occidentalis*, suite à son introduction en France, est susceptible d'affecter la régénération naturelle de ces pinèdes à long terme. Le Nématode du pin *Bursaphelenchus xylophilus*, encore absent de France, est également un agent pathogène à surveiller. Le Pin pignon est en effet considéré comme un hôte potentiel de ce parasite, bien que peu de cas de dépérissement du Pin pignon aient encore été constatés.

Pourtant, comme pour les sous-critères D1 et D2a, il n'est pas possible de quantifier l'évolution de ces phénomènes pour toute période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### D.3 Modification d'une variable biotique depuis une référence historique (≈ 1750)

---

Nous ne disposons d'aucune donnée permettant d'évaluer l'évolution des paramètres biotiques des pinèdes à Pin parasol de France au cours des derniers siècles.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

**La catégorie Données-Insuffisantes (DD) est attribuée à l'écosystème « Pinède à Pin parasol » selon le critère D.**

#### ■ 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 pins parasols à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne française, qui soit capable de prendre en compte l'ensemble des facteurs pouvant conduire à cet effondrement.

**La catégorie Données-Insuffisantes (DD) est attribuée à l'écosystème « Pinède à Pin parasol » selon le critère E.**

## ■ Bilan de l'évaluation des Pinèdes à Pin parasol en France

Critère	Sous-critère	Statut
<b>A : Réduction de la distribution spatiale</b>	A.1 : 50 dernières années	DD
	A.2a : 50 prochaines années	DD
	A.2b : 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	A.3 : Depuis une référence historique (≈1750)	DD
<b>B : Distribution spatiale restreinte</b>	B1. Zone d'occurrence	NT
	B2. Zone d'occupation	NT
	B3. Nombre de localités	LC
<b>C : Dégradation de l'environnement abiotique</b>	C.1 50 dernières années	LC
	C.2a 50 prochaines années	DD
	C.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	LC
	C.3 Depuis une référence historique (≈1750)	LC
<b>D : Perturbation des processus et interactions biotiques</b>	D.1 50 dernières années	DD
	D.2a 50 prochaines années	DD
	D.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	D.3 Depuis une référence historique (≈1750)	DD
<b>E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème</b>		DD
<b>Statut de l'écosystème</b>	<b>NT</b>	

## ■ Fiabilité de l'évaluation

Médiocre (pas de données fiables de superficie, très peu de bibliographie, dires d'experts).

## ■ Évaluateur

Comité français de l'UICN (Magali Rossi, Aurélien Carré)



## Bilan et interprétation de l'évaluation

La principale menace susceptible d'affecter les pinèdes à Pin pignon à long terme est liée à l'artificialisation des territoires auxquels elles sont inféodées, particulièrement concernés en région méditerranéenne. Ces pinèdes présentent en effet une moindre sensibilité aux incendies comparativement aux autres pinèdes méditerranéennes. De plus, les conditions favorables à leur implantation sont telles que cet écosystème ne semble pas présenter, dans un avenir proche, de sensibilité particulière à l'évolution du climat méditerranéen. Par contre, le Pin pignon est considéré comme un hôte potentiel du Nématode du pin *Bursaphelenchus xylophilus* qui, en cas d'attaque en France, serait susceptible d'entraîner un important déclin de ses peuplements. La prédation des graines occasionnée par la punaise introduite *Leptoglossus occidentalis* est également susceptible d'affecter leur régénération naturelle à long terme.

Nous constatons cependant qu'aucune des menaces pouvant affecter cet écosystème au cours des 50 prochaines années n'est actuellement quantifiable. L'artificialisation des espaces rétro-littoraux ne peut en effet être modélisée ou anticipée, tandis que la progression des insectes pathogènes et de leurs impacts sur le Pin pignon sont encore peu étudiés.

L'écosystème « Pinèdes à Pin pignon » est évalué Quasi-menacé (NT) face à un risque d'effondrement en France, selon la méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN. Bien que peu exploités et peu sensibles aux changements climatiques, ces peuplements épars et essentiellement situés à proximité des littoraux restent sensibles à la pression d'urbanisation, conséquente en région méditerranéenne. Cette pression est alors susceptible d'entraîner un déclin de la distribution de l'écosystème au cours des 20 prochaines années.



## Références

Rédacteur de la fiche d'évaluation de l'habitat 9540 : Corinne Frachon

- Agrimi M., Ciancio O., 1993.** *Le Pin pignon (Pinus pinea L.)*, Sylva mediterranea, FAO, 173p.
- Bardat J., Bioret F., Botineau M., Boulet V., Delpech R., Géhu J.-M., Touffet J., 2001.** *Prodrome des végétations de France*, MNHN, 143 p.
- Barbéro, M., Loisel, R., Quézel, P., Richardson, D., Romane, F., 1998.** *Pines of the Mediterranean Basin. Ecology and Biogeography of Pinus*, Cambridge Univ Presse, pp 153–170.
- 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, 339 p + 423 p + CD.
- Bissardon M., Guibal L., Rameau J.-C., 1997.** *CORINE biotopes. Version originale. Types d'habitats français*, ENGREF, MNHN, 175 p.
- Davies C. E., Moss D., O Hill M., 2004.** *Eunis habitat classification revised 2004*, European Environment Agency, 307 p.
- IGN, 2016.** *Elaboration de cartes des peuplements et de cartogramme des espèces dans la zone d'étude de l'arc méditerranéen, statistiques sur la répartition, la quantification et la part de forêts anciennes de Cassini des peuplements étudiés*, Convention UICN-IGN.
- Keith D. A., Rodriguez J. P., Rodriguez-Clark K. M., Nicholson E., Aapala, K., Alonso A., Zambrano-Martínez S., 2013.** *Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems*, Plos one, 8(5), e62111.
- Louvel J., Gaudillat V., Poncet, 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.
- Quézel P., 1979.** *La région méditerranéenne Française et ses essences forestières. Signification écologique dans le contexte circum-méditerranéen*, Forêt méditerranéenne, Tome I, n°1, pp 7-18.
- Rameau J.-C., Mansion D., Dumé G., Gauberville C., 2008.** *Flore forestière française*, Guide écologique illustré, Tome 3 : Région méditerranéenne, Institut pour le Développement Forestier, 2426 p.
- Rossi M., Vallauri D., 2013.** *Évaluer la naturalité*, Guide pratique version 1.2. Rapport WWF France, 154 p.
- Tassin C., 2012.** *Paysages végétaux du bassin méditerranéen*, IRD Éditions, 421 p.

# Pinèdes à Pin de Salzmann



## Présentation et distribution géographique

Le Pin de Salzmann est une sous-espèce de Pin noir au même titre que le Pin laricio de Corse, mais endémique de la péninsule ibérique et du sud de la France. Les pinèdes à Pin de Salzmann sont considérées comme les pinèdes les plus adaptées à la sécheresse, en France. Elles se développent en effet sur des zones rocheuses et des sols pauvres où le Pin de Salzmann n'est concurrencé par aucune autre essence forestière.

Les pinèdes à Pin de Salzmann s'étendent largement en Espagne où elles couvrent près de 350 000 ha, en particulier en Andalousie, en Catalogne et dans les Pyrénées. En France, ces pinèdes occuperaient près de 5 300 ha sur une aire très discontinue, s'étendant de l'Ardèche aux Pyrénées-Orientales (Cambon *et al.*, 2011 ; Fady *et al.*, 2015). Le rapportage effectué pour l'habitat prioritaire 9530 présent en France fait état d'une surface quasi exhaustive de 46 km<sup>2</sup>.

Le plus grand peuplement existant se situe à Saint-Guilhem le Désert, dans l'Hérault, et s'étend sur 2 623 ha. Les autres stations connues de pinède à Pin de Salzmann sont très localisées (Figure 94). Par ordre décroissant de surface : Conflent (66) avec 757 ha, Banne et Malbosc (07) avec 351 ha, Bessèges (30) 325 ha, Gorges du Tarn (48) 284 ha, Col d'Uglas (30) 160 ha, Carlenas (34) 100 ha, La Boissière (34) 25 ha, La Tour sur Orb (34) 10 ha, La Garouille (66) 10 ha, Pézènes les Mines (34) 3 ha, Vallée de la Têt (66) 2 ha, Aumelas (34) 1 ha (Cambon, 2012 ; Fady *et al.*, 2015).

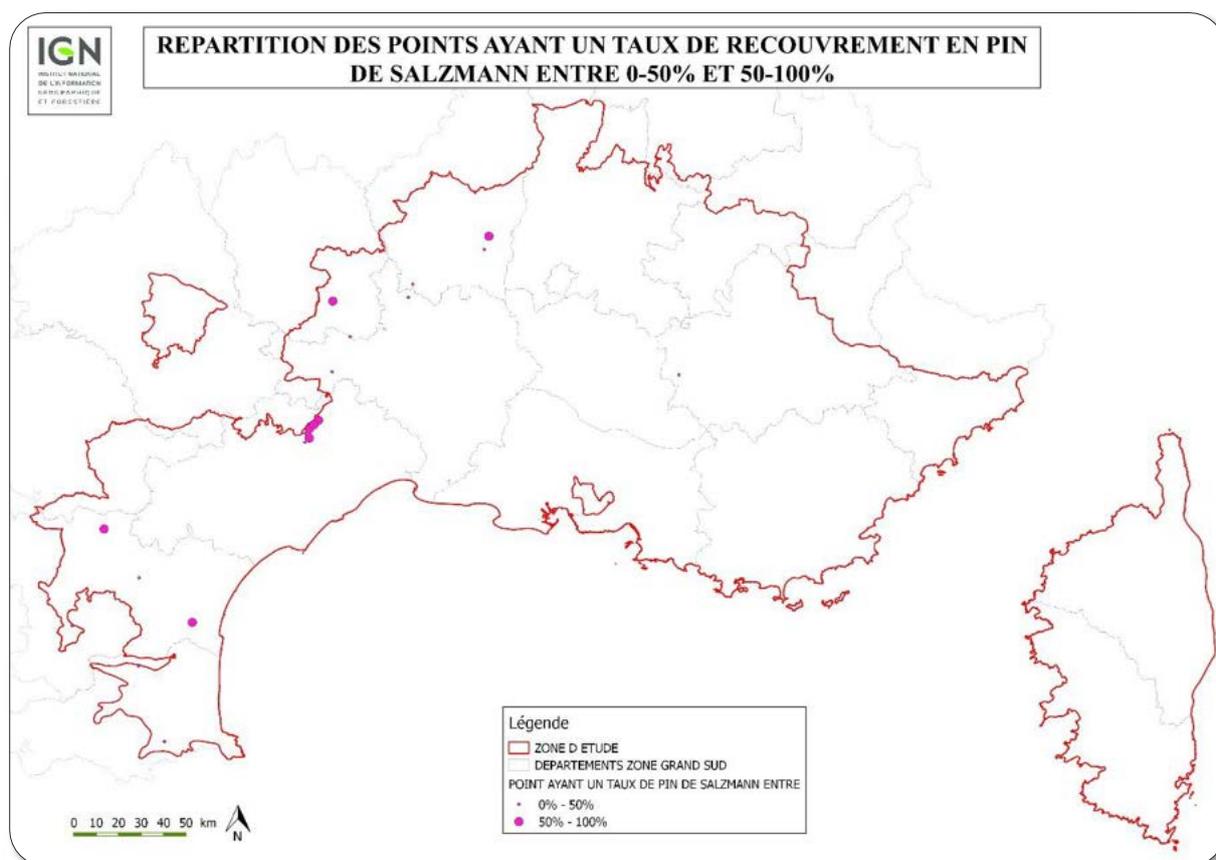


Figure 94 : Distribution des points de présence du Pin de Salzmann dans l'écorégion méditerranéenne française (IGN, 2016)



## Classification

### ■ EUNIS / Corine Biotopes

Nous retenons pour l'écosystème « Pinèdes à Pin de Salzmann », les unités présentées dans le Tableau 23.

**Tableau 23. Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Pinèdes à Pin de Salzmann » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013)**

Code	Intitulé	Description
G3.53	Pinèdes à <i>Pinus salzmannii</i>	Forêts de <i>Pinus salzmannii</i> ( <i>Pinus nigra</i> ssp. <i>salzmannii</i> , <i>Pinus nigra</i> ssp. <i>clusiana</i> , <i>Pinus nigra</i> ssp. <i>mauretanica</i> ) d'Espagne, des Causses et d'Afrique du nord.
G3.531	... des causses	Bois isolés de <i>Pinus salzmannii</i> var. <i>cebennensis</i> du bord méridional des Causses, avec une sous-strate typique des forêts supraméditerranéennes de chênes blancs à leurs limites supérieures et de celles de chênes sempervirents à des altitudes inférieures. <i>Buxus sempervirens</i> est habituellement abondant.
G3.532	.... pré-pyrénéennes	Forêts méso- et supraméditerranéennes de <i>Pinus salzmannii</i> var. <i>pyrenaica</i> du piémont pyrénéen. Elles sont étendues dans le piémont sud-oriental, avec des stations excentrées dans le piémont central, dans les massifs catalans et, très localement, sur le versant nord de la chaîne (vallée de la Têt, Conflent). Le sous-bois est formé par le cortège de <i>Quercus ilex</i> ( <i>Juniperus oxycedrus</i> , <i>Rosmarinus officinalis</i> , <i>Quercus ilex</i> ) à basse altitude, et par celui de <i>Quercus pubescens</i> ( <i>Buxus sempervirens</i> , <i>Juniperus communis</i> , <i>Amelanchier ovalis</i> , <i>Cornus sanguinea</i> , <i>Lonicera etrusca</i> ) à des altitudes plus élevées.

Cette unité EUNIS correspond à l'unité 42.63 (631 et 632) du Corine Biotopes (Bissardon et al., 1997).

### ■ Types d'habitats d'intérêt communautaire (Bensettiti et al., (coord), 2001)

Les pinèdes à Pin de Salzmann de France métropolitaine correspondent à l'Habitat prioritaire 9530-1 de la Directive « Habitat-Faune-Flore » : « Pinèdes (sub-)méditerranéennes de pins noirs endémiques : Pin de Salzmann ».

Cet habitat est décliné en 5 habitats élémentaires :

- 9530-1.1 Peuplements mésoméditerranéens de l'Hérault
- 9530-1.2 Peuplements supraméditerranéens de l'Hérault
- 9530-1.3 Peuplements caussenards du montagnard inférieur
- 9530-1.4 Peuplements des Pyrénées-Orientales
- 9530-1.5 Peuplements cévenoles méso et supraméditerranéens sur roches siliceuses

### ■ Classification phytosociologique (Bardat et al., 2004)

La pinède à Pin de Salzmann n'est pas définie comme une unique communauté végétale mais comme plusieurs sous-associations (*-pinetosum salzmannii*) d'associations élémentaires.

#### Mésoméditerranéen (Hérault) et peuplements silicicoles (Cévennes) :

- **Classe** : *Quercetea ilicis*
  - **Ordre** : *Quercetalia ilicis*
    - **Alliance** : *Quercion ilicis*

## Supraméditerranéen :

---

- **Classe** : *Quercu roboris-Fagetea sylvaticae*
  - **Ordre** : *Quercetalia pubescenti-sessiliflorae*
    - **Alliance** : *Quercion pubescenti-sessiliflorae*

## Calicoles et montagnardes (Causses) :

---

- **Classe** : *Erico carnea-Pinetea sylvestris*
  - **Ordre** : *Junipero hemisphaericae-Pinetalia sylvestris*
    - **Alliance** : *Junipero intermediae-Pinion catalaunicae*

## Matorrals (Pyrénées-Orientales) :

---

- **Classe** : *Cisto ladaniferi-Lavanduletea stoechadis*
  - **Ordre** : *Lavanduletalia stoechadis*
    - **Alliance** : *Cistion laurifolii*

## Peuplements forestiers :

---

- **Classe** : *Quercu roboris-Fagetea sylvaticae*
  - **Ordre** : *Quercetalia roboris*
    - **Alliance** : *Quercion roboris*

## ■ IUCN Habitats classification scheme (Version 3 .1)

Forêt tempérée.



## Description

---

Le Pin de Salzmann (Figure 95) est la sous-espèce de Pin noir la plus rustique et la plus résistante à la sécheresse. On le trouve souvent en position primaire, sur des sols superficiels et des zones escarpées, où aucune autre essence forestière n'a pu se développer. Les plus vieux peuplements sont ainsi rupicoles, réfugiés en versant nord, sur des corniches. Les pinèdes à Pin de Salzmann sont des reliques post-glaciaires des forêts de pins noirs qui ont pu s'étendre sur une large partie de l'Europe et de la Méditerranée occidentale, il y a de cela plus de 20 000 ans. Le pin de Salzmann, dont se différencie génétiquement les peuplements du sud de l'Espagne, des Pyrénées et des Cévennes, constitue ainsi une lignée phylogénétique originale au sein du groupe des pins noirs.

Du fait de la déprise agricole, le Pin de Salzmann a également colonisé de nombreux espaces en périphérie de ces massifs anciens. Il forme alors des peuplements stables sur les stations les plus pauvres mais il n'est pas assez compétitif sur des stations plus favorables et cohabite avec les autres essences méditerranéennes, en particulier le Pin maritime. Le Pin de Salzmann serait cependant capable de devenir l'essence dominante de ces peuplements mélangés sur le long terme, en l'absence de perturbation. Du fait de ces dynamiques et des nombreux incendies ayant affecté les pinèdes à Pin de Salzmann, la plupart des peuplements identifiés en France comportent des individus âgés mais seule une faible proportion de ces peuplements peut être considérée comme mature.



Figure 95 : Pin de Salzmann (cap du Ginestet)  
(© Frédéric Andrieu/CBN Med)

## ■ Biote indigène caractéristique

### Végétation

#### Essence dominante

Le Pin de Salzmann (*Pinus nigra* subsp. *salzmannii* (Dunal.) Franco.) est une sous-espèce de Pin noir endémique de la péninsule ibérique et du Sud de la France. Il est très répandu en Espagne mais plutôt rare en France, où il n'occupe que quelques massifs forestiers restreints. De taille relativement petite (10 à 15 m) sur substrat rocheux, il peut dépasser 25 mètres sur des sols profonds. Il présente également une bonne rectitude, comparable au Pin laricio de Corse (Cambon, comm. pers.).

#### Espèces associées

La pinède à Pin de Salzmann présente une large variabilité dans sa composition floristique, selon sa localisation (Tableau 24).

**Tableau 24. Espèces typiques des pinèdes à Pin de Salzmann selon leur localisation et l'étage de végétation (Bensettiti et al., (coord), 2001 ; Rameau et al., 2008)**

Zone géographique	Type de station	
	300 à 450 m	400 à 600 m
Hérault	<b>Peuplements fermés :</b>	
	<p><u>Strate arborescente</u> : Pin de Salzmann en mélange avec le Chêne vert (<i>Quercus ilex</i>) et/ou le Pin maritime (<i>Pinus pinaster</i>)</p> <p><u>Strate arbustive</u> : Buis (<i>Buxus sempervirens</i>)</p> <p>Matorral (recouvrement entre 50 et 80 %).</p> <p><u>Strate arbustive</u> : Bruyère multiflore (<i>Erica multiflora</i>), Genévrier de Phénicie (<i>Juniperus phoenicea</i>), du, Genévrier cade (<i>Juniperus oxycedrus</i>), Pistachier térébinthe (<i>Pistacia terebinthus</i>)</p>	<p><u>Strate arborescente</u> : Pin de Salzmann en mélange avec le Chêne pubescent (<i>Quercus pubescens</i>), Alisier blanc (<i>Sorbus aria</i>), Erable de Montpellier (<i>Acer monspessulanum</i>)</p> <p><u>Strate arbustive</u> : Buis (<i>Buxus sempervirens</i>), Chèvrefeuille d'Étrurie (<i>Lonicera etrusca</i>), Amélanancier à feuilles ovales (<i>Amelanchier ovalis</i>)</p>
Causses	<b>700 à 900 m</b>	
	<b>Peuplements clairs :</b>	
	<p><u>Strate arborescente</u> : Pin de Salzmann en mélange avec le Pin sylvestre (<i>Pinus sylvestris</i>) et l'Alisier blanc (<i>Sorbus aria</i>)</p> <p><u>Strate arbustive</u> : Raisin d'ours (<i>Arctostaphylos uva-ursi</i>), Rosier pimprenelle (<i>Rosa pimpinellifolia</i>).</p>	
Pyrénées-Orientales	<b>Versants chauds (Sud et Ouest) – 500 à 900 m</b>	<b>Versants Nord – 500 à 900 m</b>
	<b>Peuplements clairs :</b>	<b>Peuplements denses :</b>
	<p><u>Strate arbustive</u> : Ciste à feuilles de Laurier (<i>Cistus laurifolius</i>), Genêt pileux (<i>Genista pilosa</i> subsp. <i>jordanii</i>)</p> <p><u>Strate herbacée</u> : Avoine de Requien (<i>Avenula pratensis</i> ssp. <i>requienii</i>).</p>	<p><u>Strate arborescente</u> : Pin de Salzmann en mélange avec le Châtaigner (<i>Castanea sativa</i>), Erable de Montpellier (<i>Acer monspessulanum</i>), Erable à feuilles d'Obier (<i>Acer opalus</i>)</p>
Cévennes	<b>200 à 600 m</b>	
	<p><u>Strate arborescente</u> : relativement dense, Pin de Salzmann dominant ou co-dominant, avec le Chêne vert (<i>Quercus ilex</i>), le Chêne sessile (<i>Quercus petraea</i>), le Châtaigner (<i>Castanea sativa</i>) ou le Pin maritime (<i>Pinus pinaster</i>) selon l'altitude et les conditions du milieu.</p> <p><u>Strate arbustive</u> : dominée par l'Adénocarpe (<i>Adenocarpus complicatus</i>), la Bruyère arborescente (<i>Erica arborea</i>), le Ciste feuilles de sauge (<i>Cistus salvifolius</i>) et l'Arbousier (<i>Arbutus unedo</i>).</p>	

## ■ Milieu physique

### Bioclimat

---

Le Pin de Salzman n'est pas inféodé à un étage de végétation et se retrouve depuis le mésoméditerranéen jusqu'à l'étage montagnard (Cambon et *al.*, 2011). Sans exiger des conditions d'humidité atmosphérique prononcée, le Pin de Salzman est capable de se développer dans des bioclimats subhumide et humide.

### Type de sol

---

Le Pin de Salzman est indifférent à la nature du substrat. Les pinèdes à Pin de Salzman se développent ainsi sur des roches siliceuses et des schistes dans les Pyrénées-Orientales, les Cévennes, le Gard et l'Ardèche, et sur des dolomies et des calcaires dans l'Hérault et les Causses (Roiron et *al.*, 2013).

Elles occupent souvent des stations forestières primaires de pentes rocailleuses ou de falaises. Les plus vieux peuplements observés dans les Causses sont des peuplements rupicoles, réfugiés en versant nord sur des corniches à mince couverture d'altérites. Des peuplements plus jeunes sont présents sur des sols plus profonds et colonisent des versants sud (Cirque des Baumes par exemple ; Cambon, comm. pers.).

Dans les Pyrénées-Orientales, le Pin de Salzman colonise les pentes raides de colluvions et les sols bruns acides peu profonds. Enfin, les pinèdes cévenoles se développent sur des sols très divers (ranker, sols bruns acides, corniches, haut de versants, sols épais sur schistes).

### Histoire et ancienneté

---

Les pinèdes à Pin de Salzman sont des reliques post-glaciaires de forêts de pins noirs qui ont pu s'étendre sur une large partie de l'Europe et de la Méditerranée occidentale. *Pinus nigra* aurait même été l'arbre le plus commun en région méditerranéenne lors du dernier maximum glaciaire, il y a environ 20 000 ans (Roiron et *al.*, 2013). Le pin de Salzman est une sous-espèce née au gré des cycles de glaciation dont on distingue même trois groupes génétiques : le Pin de Salzman du Sud de l'Espagne, le Pin de Salzman des Pyrénées et le Pin de Salzman cévenol, témoins d'une fragmentation ancienne de cette vaste population de pins noirs (Fady et *al.*, 2011). Le pin de Salzman représente tout de même bien une lignée évolutive cohérente au sein du groupe des pins noirs (Giovannelli et *al.*, 2017).

Certaines pinèdes, notamment sur falaises, sont des forêts anciennes (Figure 96). Elles n'ont pas fait l'objet de déboisement au cours de l'histoire contemporaine et il n'y a pas eu de rupture de l'état boisé depuis au moins 250 ans (attesté par la carte de Cassini datant d'environ 1750). Ces peuplements n'ayant également pas été exploités, ou très peu, la plupart des arbres sont âgés d'environ 200 ans et certains sont bien plus vieux (de 300 à 470 ans ; Cambon, comm. pers.). Les pinèdes de Pin de Salzman qui ont recolonisées des terres agricoles suite à l'exode rural sont quant à elles des forêts récentes.

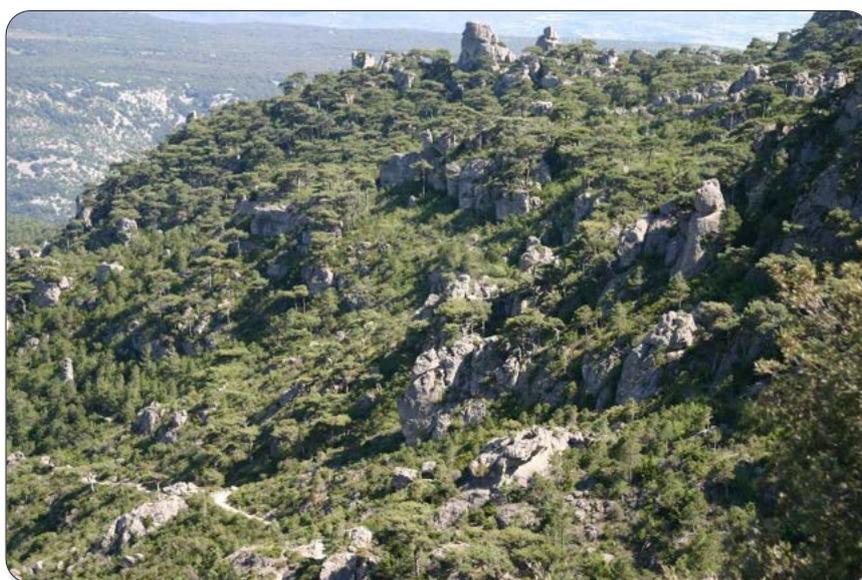


Figure 96 : Pinède à Pin de Salzman (cap du Ginestet) (© Frédéric Andrieu/CBN Med)

## ■ Processus et interactions clés

### Dynamique de la végétation

---

Le Pin de Salzman est la sous-espèce de Pin noir la plus rustique et la plus résistante à la sécheresse (Fady *et al.*, 2015). Lorsqu'il se développe sur des zones rocheuses et des sols pauvres ou superficiels, il est à l'abri de la compétition d'autres essences forestières. Le Pin de Salzman constitue alors des pinèdes stables en termes de dynamique (climax stationnel). C'est le cas des peuplements du Causse Méjean, les plus matures en France : les hêtres et les chênes sont incapables de se développer sur les corniches abruptes de dolomie où pousse le Pin de Salzman (Figure 97).

En revanche, le Pin de Salzman n'est pas compétitif sur des stations plus favorables. Ses peuplements constituent alors des faciès pionniers de transition au sein de divers habitats (chênaie verte, chênaie pubescente ou pinède à Pin maritime, selon l'altitude et la région). L'évolution de la dynamique naturelle ne lui est alors pas favorable, bien qu'il puisse demeurer l'essence dominante à long terme en l'absence de perturbations (Drapier, comm. pers.).

### Dynamique spatiale

---

Debazac (1963) estimait l'aire spontanée du Pin de Salzman en France à 5 stations dont 3 d'une superficie supérieure à 1 000 ha (Conflent, Saint-Guilhem et Gagnière), soit une superficie approximative de ses peuplements purs supérieure à 3 000 ha. La superficie actuelle des pinèdes dominées par le Pin de Salzman serait de l'ordre de 5 360 ha. Il est cependant nécessaire de distinguer 3 entités dans la composition des pinèdes à Pin de Salzman :

- Les peuplements lâches de Pin de Salzman en position primaire, implantés sur des sols superficiels et sur des zones escarpées (pentes rocailleuses, falaises et corniches à mince couverture d'altérites) ;
- Les peuplements purs et souvent matures issus d'une colonisation ancienne mais considéré comme stables (par exemple les 25 ha de peuplements situés à proximité de Pégairolles de Buèges (Cambon, comm. pers.) ;
- Les peuplements où le Pin de Salzman peut être dominant mais qui sont issus d'une colonisation plus ou moins récente, souvent considérés comme des faciès de transition ;

Les plus vieux peuplements de Pin de Salzman sont des peuplements plutôt lâches, inféodées aux pentes escarpées et aux falaises rocailleuses à sols superficiels. Ainsi, les vieux Pin de Salzman s'y trouvent principalement disséminés ou en bouquets au sein de taillis et de matorrals. Certains peuplements matures peuvent également former des futaies denses et fermées lors de colonisations anciennes par le Pin de Salzman de zones plus planes.

Les peuplements les plus jeunes sont issus de la colonisation de terres agricoles abandonnées où le Pin de Salzman progresse, malgré les incendies, en mélange avec les autres essences méditerranéennes. Ainsi, par exemple, la pinède à Pin de Salzman de Saint-Guilhem est composée à 29 % de futaie fermée et à plus de 50 % d'individus disséminés ou en bouquets (Cambon *et al.*, 2011).

### Stratégie de régénération

---

Le Pin de Salzman est à la fois une essence « climacique » et une essence pionnière. Ainsi, bien que la germination de ses graines soit plus efficace dans un rayon de 50 m autour du semencier, le vent lui permet également de coloniser les milieux environnants, notamment de garrigues ou de pelouses (Cambon *et al.*, 2011).

### Maturité et structure

---

La longévité du Pin de Salzman est estimée à 500 ans (Rameau *et al.*, 2008). Les dernières études réalisées pour la conservation et la valorisation du Pin de Salzman révèlent que la plupart des peuplements identifiés en France comportent de nombreux individus âgés (Fady *et al.*, 2015). Pourtant, seule une faible proportion de ces peuplements peut être considérée comme mature (> 250 ans, d'après la méthode proposée par Rossi et Vallauri, 2013). En effet, les peuplements de Pin de Salzman ont été fortement rajeunis par le passage répété d'incendies, notamment dans les Cévennes.

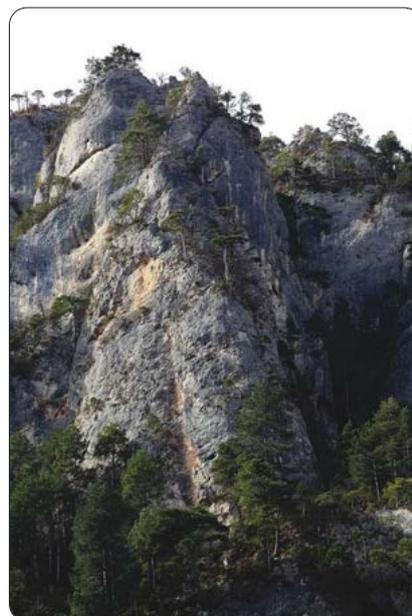


Figure 97 : Pinède à pin de Salzman du Causse Méjean (© G. Gautier/PN)

Ainsi, la pinède de Saint-Guilhem ne comprend que 21 % de vieux arbres de plus de 121 ans et 46 % des pins ont moins de 60 ans. La station de Gagnière ne compte quasiment aucun Pin de Salzmann de plus de 120 ans. Celle du col d'Uglas n'en recense qu'une trentaine seulement, âgés de 140 à 242 ans. Dans ce peuplement, seuls 7 % des arbres ont plus de 120 ans (Cambon *et al.*, 2011).

À l'échelle nationale, l'habitat 9530-1 est considéré dans un état de conservation « altéré », notamment du fait de la surreprésentation de jeunes peuplements et de l'insuffisance de très gros bois mort. La majeure partie des pinèdes de Pin de Salzmann ont actuellement moins de 120 ans.

La Figure 98 présente de manière schématique le fonctionnement global de l'écosystème, ainsi que l'impact des principales menaces identifiées ci-après.

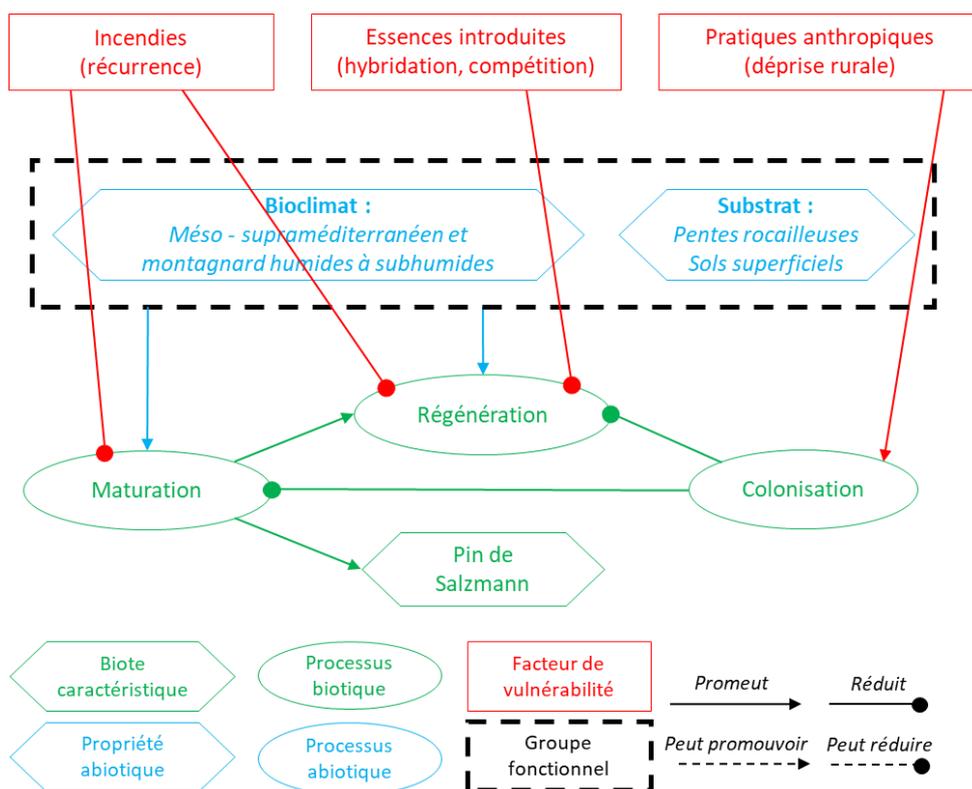


Figure 98 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées

## ■ Facteurs de vulnérabilité

### Hybridation génétique

En situation expérimentale, le Pin de Salzmann est capable de se reproduire avec toutes les autres sous-espèces de pins noirs, notamment le Pin noir d'Autriche et le Pin laricio de Corse (Fady *et al.*, 2011). Génétiquement très proches, ces sous-espèces n'ont en effet pas développé de barrières génétiques pouvant empêcher leur hybridation. Elles occupaient cependant des aires de répartition bien distinctes et les risques d'hybridation ont longtemps été quasiment nuls. Or, le Pin noir d'Autriche et le Pin laricio de Corse ont été largement utilisés lors des travaux de reboisement RTM (Restauration des terrains en montagne), à partir 1870 et jusqu'à très récemment. Ils ont souvent été implantés à proximité plus ou moins immédiate des peuplements de pins de Salzmann et parfois même directement en leur sein (Fady *et al.*, 2011).

Les risques d'hybridation à l'état naturel sont donc réels, même si le décalage phénologique entre ces différentes sous-espèces limite le risque d'hybridation au moment de la floraison des pins. Des hybridations spontanées ont par exemple été constatées en jardins communs et en arboretum, quand les différents génotypes sont plantés ensemble. Cependant, si les expériences expérimentales ont par exemple montré que la descendance du Pin laricio croisé avec le Pin de Salzmann donne autant de graines viables que le croisement entre différents pins laricio, ces phénomènes n'ont encore pu être quantifiés scientifiquement sur le terrain (Fady *et al.*, 2015). Il n'existe à ce jour, en effet, aucune preuve scientifique de l'existence d'hybrides entre les pins de Salzmann et les autres sous-espèces de pins noirs en milieu naturel. Il est en effet très difficile de prouver de manière

formelle l'existence de pins hybrides sur le terrain, notamment parce que la forte variabilité entre individus d'une même sous-espèce rend les seuls caractères morphologiques difficiles à utiliser comme indicateur. Des marqueurs génétiques, qui pourraient être les moins biaisés, viennent quant à eux d'être développés (Giovannelli *et al.*, 2017).

L'existence de nombreux pins hybrides est suspectée en lisière des massifs de pins de Salzman ainsi qu'au sein des régénérations récentes, la densité du couvert au cœur des peuplements jouant un rôle d'obstacle à la dissémination (Cambon *et al.*, 2011). Ce sont ces lisières et ces peuplements récents et mélangés qui sont utilisés comme sites expérimentaux propices au test de l'hybridation entre sous espèces de pin noir par marqueurs génétiques (Fady, comm. pers.). Actuellement, le seul indicateur valable pour s'assurer du caractère autochtone du Pin de Salzman en France et de sa non-hybridation est que son âge dépasse celui des premières plantations d'autres sous-espèces de pins noirs, soit un âge supérieur à 145 ans (Fady *et al.*, 2015).

L'hybridation du Pin de Salzman représente une menace potentielle pour la conservation de son patrimoine génétique, mais aussi et surtout concernant la résistance de ces peuplements aux aléas climatiques et aux pathogènes. En effet, la durabilité et la valeur adaptative des peuplements hybridés n'est pas connue (Fady *et al.*, 2015). Ce phénomène d'hybridation est une des raisons pour laquelle l'habitat 9530-1 est considéré dans un état de conservation « altéré » : les pins noirs d'Autriche et le Pin laricio de Corse, allochtones, sont présents à l'intérieur ou à proximité de tous les sites de présence du Pin de Salzman. L'ensemble de la distribution de l'écosystème en France est donc concerné (Cambon *et al.*, 2011 ; Cambon, 2012).

## Dérive génétique

---

Des phénomènes de consanguinité peuvent toucher certains peuplements isolés ou très fragmentés de pins de Salzman. Ces phénomènes sont généralement observés sous la forme de cercle d'apparentement, et entraînent une érosion du patrimoine génétique que constitue le Pin de Salzman en France. Seuls les sites de faible étendue seraient concernés, soit environ 10 % de la surface de l'écosystème (Cambon, comm. pers.).

## Incendies

---

La très forte intensité et la fréquence élevée des incendies dans les zones où est présent le Pin de Salzman seraient des phénomènes récents. En effet, par le passé, les feux étaient essentiellement issus des activités pastorales et étaient provoqués en saison humide. Ils pouvaient alors parcourir les sous-bois sans causer de graves dommages. Actuellement, les incendies accidentels ou criminels ont surtout lieu au cœur de la période sèche et sont alimentés par une végétation dense et desséchée. Le Pin de Salzman est peu adapté aux incendies répétés et sa régénération peut s'avérer difficile dans les zones régulièrement incendiées.

## Compétition et substitution

---

En effet, contrairement aux autres pins méditerranéens dits sérotineux, capables de stocker des graines plusieurs années dans des cônes qui restent fermés en l'absence de très forte chaleur (Pin d'Alep, Pin maritime), le Pin de Salzman libère l'ensemble des graines stockées dans ses cônes à chaque saison de végétation. La régénération post-incendie n'est alors assurée que par les graines déjà enfouies dans le sol avant le passage du feu et dépend de la survie de ces graines (intensité du feu), ou de la proximité de semenciers restant en vie (94 % des graines tombent à moins de 14 m du semencier) (Trabaud et Campant, 1991 ; Chakib, 2009). Enfin, l'érosion des sols après le passage du feu rend les jeunes plantules de Pin de Salzman très vulnérables face aux événements climatiques extrêmes. Une large majorité des plantules ayant réussi à germer après un incendie meurt avant l'âge de deux ans (Trabaud et Campant, 1991).

Le Pin maritime ou le Pin d'Alep peuvent remplacer très rapidement le Pin de Salzman si les incendies sont très fréquents : leurs cônes libèrent leurs graines dès que les conditions reviennent favorables, tandis que leurs jeunes plantules montrent une régénération très dense et une croissance initiale bien plus forte que le Pin de Salzman. Les plantules des pins maritimes et d'Alep sont également capables de produire des graines dès l'âge de 5 ans, ce qui correspond au temps nécessaire à un Pin de Salzman adulte ayant survécu à un incendie pour produire à nouveau des graines (Trabaud et Campant, 1991 ; Cambon *et al.*, 2011). Le Pin de Salzman est toutefois capable de se maintenir et de continuer sa croissance lentement jusqu'à rattraper puis dépasser et dominer les pins maritimes, si aucun incendie ne survient (Cambon *et al.*, 2011).

## Changements climatiques

---

Le Pin de Salzman est une essence rustique et bien résistante à la sécheresse. Il ne serait donc probablement pas directement menacé par l'aridification du climat méditerranéen. Cependant, la pression de certains pathogènes ou ravageurs (Processionnaire du pin, favorisée par les hivers doux, scolytes se multipliant sur les arbres déjà affaiblis), ainsi que l'augmentation du risque d'incendies sur des échelles de temps très courtes (quelques décennies), pourraient faire peser un risque accru sur les peuplements de Pin de Salzman occupant le plus souvent des stations déjà difficiles.



## Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015)

---

### ■ Critère A : réduction de la distribution spatiale

#### A.1 : Réduction au cours des 50 dernières années

---

La superficie des peuplements de Pin de Salzman en situation primaire semble stable sur les 50 dernières années. La distribution des peuplements de substitution récents aurait quant à elle plutôt eu tendance à augmenter depuis le milieu du XX<sup>ème</sup> siècle, notamment par reconstitution des zones incendiées et colonisation d'anciennes terres cultivées. À l'inverse, les peuplements purs de pins de Salzman issus de recolonisation anciennes auraient fortement régressé du fait d'incendies répétés. Dans la forêt de Saint Guilhem-le-Désert, la station la plus importante de Pin de Salzman en France, 3 incendies consécutifs en 1973, 1978 et 1984 ont respectivement parcourus 593, 380 et 700 hectares de peuplements de pins de Salzman. Ces incendies ont laissé d'importantes trouées et des crêtes calcinées, lorsqu'ils n'ont pas totalement éradiqué le Pin de Salzman sur plusieurs dizaines d'hectares.

Que l'on considère uniquement les pinèdes purs à Pin de Salzman ou l'ensemble des faciès forestiers dominés par cette essence, la distribution de l'écosystème n'aurait cependant pas connu de réduction supérieure à 30 % au cours des 50 dernières années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

#### A.2a : Réduction estimée au cours des 50 prochaines années

---

L'aridification du climat méditerranéen entraîne un allongement de la saison propice aux incendies. Même si les dispositifs DFCI contribuent à réduire le nombre de départs de feux comme les surfaces incendiées, le feu reste une menace importante pour ce pin non sérotineux à distribution spatiale restreinte. Il n'est cependant pas possible d'évaluer l'étendue de la réduction des pinèdes à Pin de Salzman au cours des 50 prochaines années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

#### A.2b : Réduction estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

D'après les tendances estimées pour les sous-critères A.1 et A.2a, la réduction de la distribution des pinèdes à Pin de Salzman en France devrait rester inférieure au seuil de 30 % sur une période de 50 ans incluant le passé, le présent et se projetant dans l'avenir.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

#### A.3 : Réduction depuis une référence historique (≈1750)

---

Au cours des deux derniers siècles, seule une partie des peuplements des Pyrénées-Orientales semble avoir disparu. En effet, un boisement d'une superficie de 600 ha identifié en 1900 ne subsistait en 1963 qu'à l'état de « lambeaux », l'ensemble de ces terres ayant été valorisées pour l'agriculture (Debazac, 1963). La surface couverte par le Pin de Salzman à la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle était par ailleurs estimée à 2 500 ha (Fady *et al.*, 2015). La réduction des peuplements de Pin de Salzman est donc inférieure à 50 %.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

**La catégorie Préoccupation-Mineure (LC) est attribuée à l'écosystème « Pinèdes à Pin de Salzman » selon le critère A.**

## ■ Critère B : Distribution spatiale restreinte

### B.1 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>)

---

La zone d'occurrence de la pinède à Pin de Salzmann en France est limitée une partie de l'écorégion méditerranéenne. La zone d'occurrence de cet écosystème est ainsi d'environ 35 000 km<sup>2</sup> (Figure 99).

### B.2 : Zone d'occupation (maille 10x10 km)

---

La zone d'occupation de l'écosystème serait inférieure à 20 mailles de 10 x 10 km (Figure 99).

### B.3 : nombre de localités

---

Le nombre de localités peut correspondre aux 12 stations de pinèdes à Pin de Salzmann connues en France. Cette valeur est supérieure au seuil du sous-critère B3 (< 5).

## Déclin continu ou menace imminente

---

La valeur retenue pour le sous critère B1 permet de classer l'écosystème Vulnérable (VU), et celle retenue pour le sous-critère B2 de le classer En Danger (EN). Du fait de la menace d'hybridation génétique (pollution par les pins noirs introduits), qui concerne toutes les localités de cet écosystème, nous pouvons estimer qu'un déclin continu des interactions biotiques s'opère et qu'il est fort probable qu'il perdure au cours des 20 prochaines années. Il est en effet estimé que 15 % de la population de Pin de Salzmann se régénère tous les 20 ans, et il est possible que cette régénération soit essentiellement composée d'individus hybrides (Gautier, comm. pers.).

L'écosystème peut ainsi être évalué Vulnérable (VU) selon le sous-critère B1 (zone d'occurrence < 50 000 km<sup>2</sup>), En Danger (EN) selon le sous-critère B2 (zone d'occupation ≤ 20 mailles de 10 x 10 km) et Préoccupation-Mineure (LC) selon le sous-critère B3.

**La catégorie En Danger (EN) est attribuée à l'écosystème « Pinèdes à Pin de Salzmann » selon le critère B.**

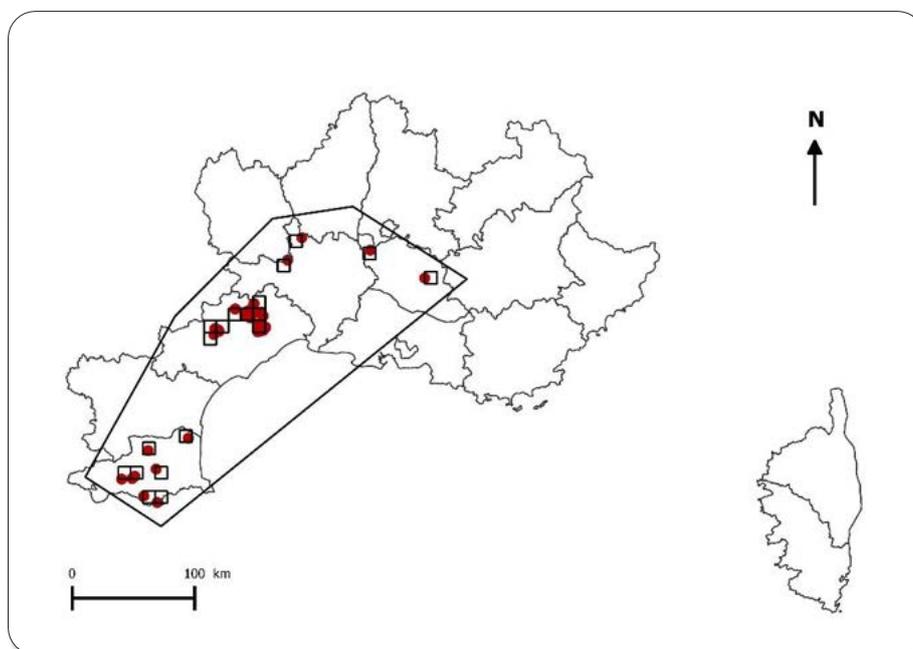


Figure 99 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) des pinèdes à Pin de Salzmann en France métropolitaine (D'après CBN Méditerranée, 2015).

## ■ Critère C : Dégradation de l'environnement abiotique

### C.1 Modification d'une variable abiotique au cours des 50 dernières années

---

Les pinèdes à Pin de Salzman sont particulièrement confrontées aux phénomènes d'incendies, d'autant que leur fréquence élevée observée au sein de ces forêts serait un phénomène récent. Les stations de Saint-Guilhem-le-Désert et Gagnière se situent, par exemple, en zone d'aléa incendie Élevée et Très élevée. Les trois grands incendies ayant affecté la pinède de Saint-Guilhem-le-désert au cours des 50 dernières années (1973, 1978 et 1984) ont ainsi parcouru la quasi-totalité des peuplements purs de Pin de Salzman. Une étude réalisée en 1991, après ces 3 incendies successifs, estime que la régénération observée était trop faible pour permettre une réinstallation naturelle convenable du Pin de Salzman dans ces zones incendiées. Trabaud et Campant (1991) concluaient également que le passage d'un nouvel incendie (récurrence de 10 ans) compromettrait fortement la capacité de ces peuplements à se réorganiser autour du Pin de Salzman. Mais aucun incendie majeur n'a touché la pinède de Saint-Guilhem-le-désert depuis 1984.

La sévérité relative de la menace incendie n'a donc pas atteint le seuil d'effondrement et peut être estimée comme inférieure à 80 %, mais supérieure à 50 %. Le massif forestier de Saint-Guilhem-le-désert représente un peu moins de 50 % de la distribution des pinèdes à Pin de Salzman en France. Ces valeurs sont relativement proches des seuils de sévérité relative et d'étendue concernée retenus pour la catégorie Vulnérable (VU).

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Quasi-menacé (NT).**

### C.2a Modification d'une variable abiotique estimée au cours des 50 prochaines années

---

Les changements climatiques pourraient affecter les pinèdes à Pin de Salzman, notamment par leur action indirecte sur l'augmentation de la fréquence des incendies. Toutefois, aucune donnée ne permet de quantifier le niveau de menace de ce paramètre.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### C.2b Modification d'une variable abiotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

La fréquence d'incendie observée dans le massif forestier de Saint-Guilhem-le-désert entre 1970 et 1990 laissait présager que le feu puisse devenir « *un agent de destruction de la forêt de pin de Salzman* » (Trabaud et Campant, 1991). Si aucun incendie n'a affecté ces pinèdes depuis 1984, rien ne peut permettre d'estimer la probabilité de survenue d'un incendie à court terme.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### C.3 Modification d'une variable abiotique depuis une référence historique (≈1750)

---

L'augmentation de la fréquence des incendies au sein des massifs forestiers dominés par le Pin de Salzman semble être un phénomène récent. De plus, leur occurrence n'est plus liée aux pratiques pastorales : ils sont en majorité accidentels ou criminels et ont lieu en période estivale. Aucune donnée ne permet de préciser la fréquence des incendies avant 1973 au sein de ces pinèdes.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

**L'écosystème « Pinèdes à Pin de Salzman » est évalué en Quasi-Menacé (NT) selon le critère C.**

## ■ Critère D : Perturbation des processus et interactions biotiques

### D.1 Modification d'une variable biotique au cours des 50 dernières années

---

La possibilité d'une hybridation génétique du Pin de Salzman liée à la proximité de pins noirs allochtones (Pin noir d'Autriche et Pin laricio de Corse) s'est accentuée au cours des 50 dernières années. En effet, les premiers pins plantés depuis les années 1870, sexuellement mature à partir d'un âge de 50 ans, sont capables de se reproduire depuis près d'un siècle. Or toutes les stations de Pin de Salzman en France comprennent ou se trouvent à proximité de plantations anciennes de pins noirs introduits. L'ensemble de la distribution de l'écosystème est donc concerné par cette menace. Il est alors possible qu'une large majorité de la descendance des pins de Salzman issue de régénération au cours des 50 dernières années soit constituée d'individus hybrides. Dans les massifs de Saint Guilhem et de Bessèges, par exemple, entre 30 % et 50 % des pins

de Salzmänn ont moins de 60 ans. Il est par ailleurs estimé qu'une population de Pin de Salzmänn se régénère à hauteur de 15 % tous les 20 ans.

L'hybridation du Pin de Salzmänn représente la perte du patrimoine génétique de cette espèce caractéristique de l'écosystème et menace également la résistance de ces peuplements face aux aléas climatiques et aux pathogènes. Un peuplement composé exclusivement de pins de Salzmänn hybrides peut donc être considéré comme effondré. À l'heure actuelle, le seul indicateur valable attestant du caractère autochtone du Pin de Salzmänn correspond à l'âge de l'individu : l'arbre doit être plus âgé que la date à partir de laquelle les pins introduits ont été aptes à se reproduire. Dans la mesure où entre 30 % et 50 % des pins de Salzmänn de France ont moins de 60 ans, la sévérité relative du risque d'hybridation peut être estimée comme inférieure à 50 % au cours des 50 dernières années sur l'ensemble de la distribution de l'écosystème. La fragmentation de l'écosystème participe quant à elle à la dérive génétique des populations de pins de Salzmänn, augmentant le risque de régression de sa diversité génétique. 10 % de la distribution serait concernée par cette dérive génétique.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Vulnérable (VU) (≥ 80 % étendue, ≥ 30 % sévérité relative).**

## D.2a Modification d'une variable biotique estimée au cours des 50 prochaines années

---

Les changements climatiques en cours pourront jouer un rôle sur la dynamique des populations de ravageurs et de pathogènes, favorisés par la présence d'arbres affaiblis par une moindre disponibilité en eau. Ces changements climatiques auront également une incidence sur la sensibilité des peuplements aux incendies ainsi que sur la fréquence de ces derniers. Les phénomènes de dérive et surtout d'hybridation génétique vont également s'aggraver au cours des 50 prochaines années. Au rythme actuel de régénération des populations de Pin de Salzmänn, il pourrait ne plus y avoir aucun descendant de Pin de Salzmänn génétiquement pur d'ici 70 ans, hormis à Saint Guilhem où la superficie du peuplement est plus importante que dans toutes les autres stations et limite le phénomène d'hybridation. La sévérité relative de cette menace peut être estimée comme supérieure à 50 % et plus de 80 % de la distribution est affectée.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en EN Danger (EN) (≥ 80 % étendue, ≥ 50 % sévérité relative).**

## D.2b Modification d'une variable biotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

Au vu des variables évaluées par les sous-critères D.1 et D.2a, l'écosystème est aussi évalué En Danger (EN) selon ce sous-critère (≥ 80 % étendue, ≥ 30 % sévérité relative).

## D.3 Modification d'une variable biotique depuis une référence historique (≈ 1750)

---

Bien que toutes les stations de Pin de Salzmänn en France comprennent des vieux et très vieux individus, ces peuplements sont en majorité composés d'arbres jeunes issus de régénérations récentes. Le massif de Saint Guilhem-le-Désert est ainsi composé aux trois quarts d'arbres de moins de 120 ans et près de 65 % des arbres y ont moins de 90 ans. Dans la forêt de Bessèges, ce sont 85 % des arbres qui ont moins de 90 ans. Ceci est en particulier dû aux incendies. Les pinèdes de Pin de Salzmänn de l'Hérault et du Gard (Saint-Guilhem et Gagnière), notamment, sont les deux stations de pins de Salzmänn ayant été les plus affectées par les phénomènes d'incendies : l'ensemble de ces peuplements semble avoir été parcourus par les incendies successifs ayant eu lieu au cours des derniers siècles. Or ces deux stations représentent près de 50 % des surfaces forestières dominées par le Pin de Salzmänn en France. Debazac (1963) estime même que tous les peuplements de pin de Salzmänn du Gard et de l'Ardèche (Gagnière) sont issus de régénération sur incendie.

De plus, le Pin de Salzmänn apparaît dorénavant souvent en mélange avec d'autres essences. Le peuplement de Bessèges est par exemple composé à 82 % de futaie fermée dont le tiers est dominé par le Pin maritime. Les régénérations les plus récentes sont ainsi largement dominées par le Pin maritime, où le Pin de Salzmänn n'est présent qu'à l'état disséminé (moins de 10 % du couvert) contrairement aux vieux peuplements presque exclusivement purs. Globalement, la superficie des zones où se développe le Pin de Salzmänn a augmenté, du fait de sa dynamique expansionniste et des accrus forestiers récents en périphérie des massifs anciens, tandis que la superficie des peuplements effectivement dominés par le Pin de Salzmänn a diminué du fait de la compétition avec les autres essences. Cependant, ceci pourrait ne pas représenter une menace à long terme car, si le Pin de Salzmänn est capable de se maintenir ; notamment en l'absence d'incendie, il serait souvent capable de retrouver son caractère dominant sur les autres essences.

L'introduction des pins noirs d'Autriche et du Pin laricio de Corse à partir de 1870, à proximité ou au sein des peuplements de Pin de Salzmänn, constitue quant à elle une réelle menace à long terme pour la sauvegarde du patrimoine génétique et des capacités d'adaptation du Pin de Salzmänn. Entre 60 % et 80 % des pins de Salzmänn des peuplements présents en France ont moins de 90 ans, sachant que les premiers pins introduits sont reproducteurs depuis une centaine d'année. La sévérité relative de ce risque d'hybridation peut ainsi être estimée comme comprise entre 60 % et 80 %, et concerne l'ensemble de la distribution de l'écosystème.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Vulnérable (VU) / En Danger (EN) ( $\geq 90$  % étendue, 60-80 % sévérité relative).  
L'écosystème « Pinède à Pin de Salzman » est évaluée EN Danger (EN) selon le critère D.**

### ■ 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 pin de Salzman à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne française, qui soit capable de prendre en compte l'ensemble des facteurs pouvant conduire à cet effondrement.

**L'écosystème « Pinède à Pin de Salzman » est évaluée Données-Insuffisantes (DD) selon le critère E.**

## ■ Bilan de l'évaluation des pinèdes à Pin de Salzman en France

Critère	Sous-critère	Statut
<b>A : Réduction de la distribution spatiale</b>	A.1 : 50 dernières années	LC
	A.2a : 50 prochaines années	DD
	A.2b : 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	LC
	A.3 : Depuis une référence historique (≈1750)	LC
<b>B : Distribution spatiale restreinte</b>	B1. Zone d'occurrence	VU
	B2. Zone d'occupation	EN
	B3. Nombre de localités	LC
<b>C : Dégradation de l'environnement abiotique</b>	C.1 50 dernières années	NT
	C.2a 50 prochaines années	DD
	C.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	C.3 Depuis une référence historique (≈1750)	DD
<b>D : Perturbation des processus et interactions biotiques</b>	D.1 50 dernières années	VU
	D.2a 50 prochaines années	EN
	D.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	EN
	D.3 Depuis une référence historique (≈1750)	VU/EN
<b>E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème</b>		DD
<b>Statut de l'écosystème</b>		<b>EN</b>

## ■ Fiabilité de l'évaluation

Moyenne (Données fiables de superficie mais manque de cartographies, sources bibliographiques détaillées et dires d'experts).

## ■ Évaluateur

Comité français de l'UICN (Magali Rossi, Aurélien Carré)



## Bilan et interprétation de l'évaluation

Deux principales menaces ont été identifiées pour la pinède à Pin de Salzman dont la plus importante est le risque d'hybridation par pollution génétique. En effet, le Pin noir d'Autriche et le Pin laricio de Corse, génétiquement proches du Pin de Salzman, sont théoriquement capables de produire des individus hybrides avec le Pin de Salzman. Or ces pins allochtones ont été largement plantés depuis la fin du XIX<sup>ème</sup> siècle à l'intérieur ou à proximité de tous les sites de présence du Pin de Salzman en France. Les risques d'hybridation à l'état naturel sont donc réels, même s'ils n'ont pas été rigoureusement établis scientifiquement. De nombreux arbres hybrides sont ainsi suspectés en lisière des massifs de pins de Salzman, ainsi qu'au sein des régénérations ayant eu lieu au cours des 100 dernières années.

Les incendies représentent l'autre menace des pinèdes à Pin de Salzman : ils accentuent l'hybridation des populations de pins de Salzman en accélérant la régénération et favorisent les autres pins méditerranéens dits sérotineux aux dépens du Pin de Salzman, peu adapté aux incendies répétés. Une fréquence d'incendie trop forte par rapport aux cycles relativement lents du Pin de Salzman va en effet permettre aux autres pins méditerranéens de coloniser les peuplements incendiés.

L'écosystème « Pinède à Pin de Salzman » est évalué En Danger (EN) d'effondrement en France, selon la méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN. Le phénomène d'hybridation du Pin de Salzman pourrait potentiellement concerner l'ensemble des individus de moins de 100 ans, date à partir de laquelle les premiers pins introduits ont été capables de se reproduire. Or ces jeunes pins sont largement majoritaires au sein des différents peuplements de Pin de Salzman en France, du fait du passage répété d'incendies au cours du siècle dernier mais aussi en raison des accrus forestiers récents liés à la déprise agricole. L'hybridation du Pin de Salzman constitue une perte d'un patrimoine génétique unique en France et dont les propriétés adaptatives en termes climatiques et édaphiques sont parmi les plus importantes.



## Références

Rédacteur de la fiche d'évaluation de l'habitat 9530 : Daniel Cambon, Denis Soule

**Bardat J., Bioret F., Botineau M., Boulet V., Delpech R., Géhu J.-M., Touffet J., 2001.** *Prodrome des végétations de France*, MNHN, 143 p.

**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, 339 p + 423 p + CD.

**Bissardon M., Guibal L., Rameau J.-C., 1997.** *CORINE biotopes. Version originale. Types d'habitats français*, ENGREF, MNHN, 175 p.

**Cambon D., Bassi I. 2012.** *État de conservation de la forêt de pin de Salzman du Col d'Uglas (Gard)*, ONF, 36p + annexes.

**Cambon D., Foulon M., 2012.** *État de conservation de la forêt de pin de Salzman des Gorges du Tarn (Lozère)*, ONF, 37p + annexes.

**Cambon D., 2012.** *Référentiel de gestion durable du pin de Salzman*, ONF, 30p + annexes.

**Cambon D., Bassi I., Sauvêtre V., 2011.** *État de conservation de la forêt de pins de Salzman de Bessèges (Gard)*, ONF, 41p + Annexes.

**Cambon D., Chakib A., De-Marin P., 2011.** *État de conservation de la forêt de pins de Salzman des monts de Saint Guilhem-le-Désert (Hérault)*, ONF, 45p + Annexes.

**Chakib A., 2009.** *Évaluation de l'état de conservation du peuplement de pins de Salzman de la forêt domaniale de St-Guilhem-Le-Désert (Hérault, France)*, Rapport de Stage, Master 1 de l'Université de Montpellier II, 23p + annexes.

**Davies C. E., Moss D., O Hill M., 2004.** *Eunis habitat classification revised 2004*, European Environment Agency, 307 p.

**Debazac J.-F., 1963** *L'aire spontanée du pin de Salzman en France*, Revue Forestière française, pp 768-784.

**Fady B., Brahic P., Cambon D., Gilg O., Rei F., Roig A., Royer J., Thévenet J., Turion N., 2010.** *Valoriser et conserver le pin de Salzman en France*, Forêt méditerranéenne, Tome XXXI, n°1, pp 3-14.

**Fady B., Cambon D., Royer J., 2011.** *Conserver les ressources génétiques du pin de Salzman en France (Pinus nigra salzmanni)*, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Paris, 4p.

**Fady B., Brahic P., Cambon D., Giovannelli G., Musch B., Thévenet J., Turion N., 2015.** *Le Pin de Salzman (Pinus nigra Arnold ssp. Salzmanni (Dunal) Franco), un patrimoine naturel vivant à protéger et valoriser*, Causses & Cévennes, 9 p.

**Giovannelli G., Roig A., Spanu I., Vendramin G.G., Fady B., 2017.** *A New Set of Nuclear Microsatellites for an ecologically and Economically Important Conifer: the European Black Pine (Pinus nigra Am.)*. Plant Molecular Biology Reporter, 35, pp379–388.

**IGN, 2016.** *Élaboration de cartes des peuplements et de cartogramme des espèces dans la zone d'étude de l'arc méditerranéen, statistiques sur la répartition, la quantification et la part de forêts anciennes de Cassini des peuplements étudiés*, Convention UICN-IGN.

**Keith D. A., Rodríguez J. P., Rodríguez-Clark K. M., Nicholson E., Aapala, K., Alonso A., Zambrano-Martínez S., 2013.** *Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems*, Plos one, 8(5), e62111.

**Louvel J., Gaudillat V., Poncet, 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.

**Parmain V., Cambon D., 2012.** *État de conservation des habitats du pin de Salzman dans le Conflent (Pyrénées Orientales)*, ONF, 39p + annexes.

**Rameau J.-C., Mansion D., Dumé G., Gauberville C., 2008.** *Flore forestière française, Guide écologique illustré, Tome 3 : Région méditerranéenne*, Institut pour le Développement Forestier, 2426 p.

**Roiron P., Chabal L., Figueira I., Terral J.-F., Ali A., 2013.** *Palaeobiogeography of Pinus nigra ssp. salzmannii in the northwestern Mediterranean Basin: A review based on macroremains*, Review of Palaeobotany and Palynology, n°194, pp 1-11.

**Rossi M., Vallauri D., 2013.** *Évaluer la naturalité*, Guide pratique version 1.2. Rapport WWF France, 154 p.

**Trabaud L., Campant C., 1991.** *Difficulté de recolonisation naturelle du pin de Salzman Pinus nigra ssp. salzmannii après incendie*, Biological Conservation, n°58, pp 329-343.

# Boisements à Genévrier thurifère



## Présentation et distribution géographique

Le Genévrier thurifère est un arbre résineux endémique du bassin occidental de la Méditerranée. En France, il s'agit d'une espèce relictuelle dont la présence serait liée à l'existence de stations refuges, lors des dernières glaciations, et aujourd'hui inféodée aux secteurs montagnards sous influences méditerranéennes. Le Genévrier thurifère se rencontre ainsi régulièrement dans les Alpes, à l'étage supraméditerranéen, où l'on trouve ses peuplements les plus importants en France (Hautes-Alpes, Drôme et Alpes de Haute-Provence). Les thuriferaies les plus septentrionales se trouvent en Savoie et en Isère, tandis que d'autres se développent plus au sud, jusqu'aux Alpes-Maritimes (vallée de la Tinée, Haute et Moyenne Roya) (Figure 100). Le Genévrier thurifère est également présent dans les Pyrénées, en Ariège (Quiet de Lujat) et en Haute-Garonne (montagne de Rié), ainsi qu'en Corse (Haute-Corse, massif du Niolu) où il peut atteindre l'étage montagnard (Lathuillière, 1994 ; Favier, 2011) (Figure 100). Dans ces régions, les thuriferaies se présentent surtout sous la forme de peuplements clairs ou en mélange avec d'autres essences, notamment les pins (noir et sylvestre) ou le Chêne pubescent. Le Genévrier thurifère constitue également de nombreuses petites stations isolées, parfois composées de seulement quelques individus.

Les premiers peuplements alpins ont été décrits dès le XVIII<sup>ème</sup> siècle, tandis que les peuplements pyrénéens ne l'ont été qu'à partir du début du XX<sup>ème</sup> siècle. Ce n'est qu'en 1993 (en Ariège), puis en 2006, que deux autres populations ont été cartographiées dont la dernière d'une superficie de 356 ha sur le versant espagnol (Cambecèdes et al., 2005 ; Aymerich et Villar, 2013). D'après l'évaluation de l'habitat 9560 réalisée en 2012, sa superficie est maintenant bien connue et semble stable (l'augmentation du nombre de prospections a permis de découvrir de nouvelles stations mais sans étendre son aire de présence). Elle est estimée à près de 1 000 ha (Gauquelin, comm pers.). 49 secteurs géographiques distincts de thuriferaies, circonscrits par des massifs ou des bassins versants, ont quant à eux été identifiés dans les Alpes par Garraud et al. (2009). Ces auteurs ont estimé l'aire de répartition de ces thuriferaies à 8 600 ha (Figure 101).

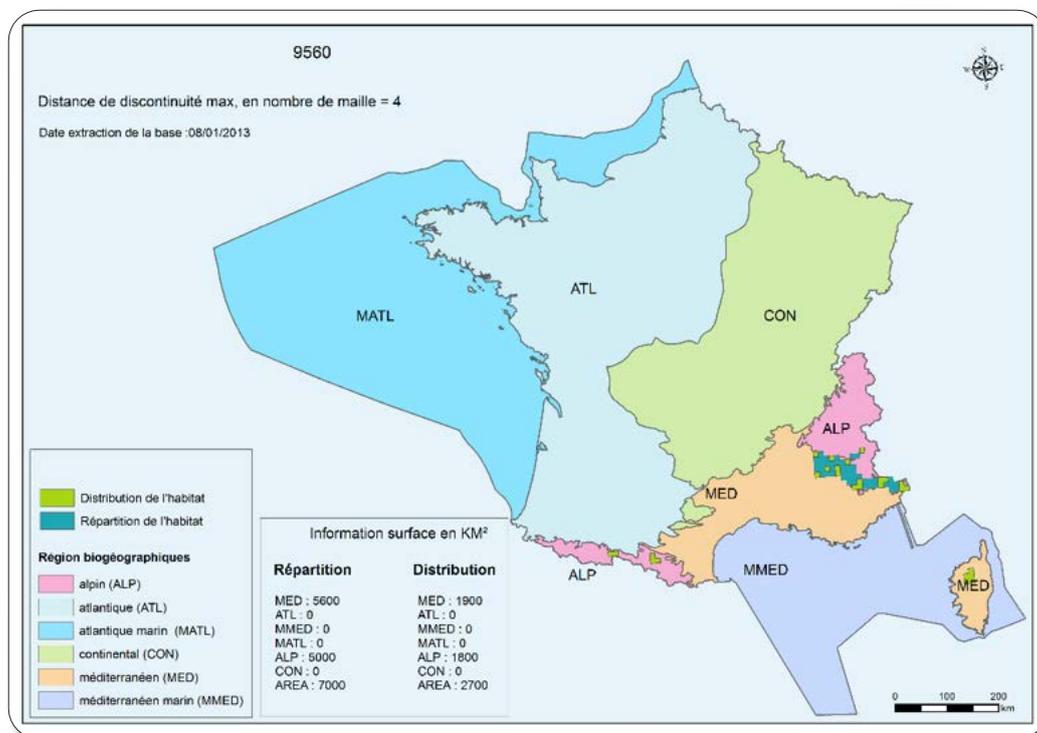


Figure 100 : Répartition et distribution de l'habitat 9560 « Forêts endémiques à Juniperus spp. » (Evaluation communautaire, 2012)

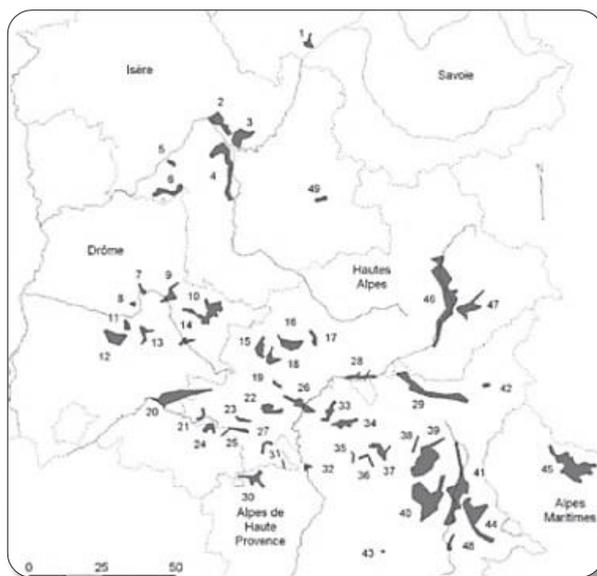


Figure 101 : Localisation des 49 secteurs de thuriferaies des Alpes françaises (Garraud et al., 2009)



## Classification

### ■ EUNIS / Corine Biotopes

Nous retenons pour l'écosystème « Boisements à Genévrier thurifère » les unités présentées dans le Tableau 25.

**Tableau 25. Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Boisements à Genévrier thurifère » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013)**

Code	Intitulé	Description
<b>G3.92</b>	<b>Bois à <i>Juniperus thurifera</i></b>	<b>Formations forestières dominées par <i>Juniperus thurifera</i> d'Espagne, du sud de la France, de Corse et d'Afrique du nord. De nombreuses communautés seraient mieux décrites comme matorrals arborescents (voir l'unité F5.136).</b>
G3.927	... pyrénéens	Bois relictuels de <i>Juniperus thurifera</i> de l'étage supraméditerranéen de la Montagne de Rie sur le versant septentrional des Pyrénées centrales.
G3.928	... sud-alpins	Formations de <i>Juniperus thurifera</i> des pentes supraméditerranéennes chaudes et calcaires des Alpes sud-occidentales, dans la Drôme, les Hautes-Alpes et les Alpes de Haute-Provence, entre 700 et 1200 m, occasionnellement jusqu'à 1400 m.
G3.929	... de l'Isère	Formations de <i>Juniperus thurifera</i> des pentes calcaires chaudes supraméditerranéennes de la vallée de l'Isère, dans les Alpes occidentales, entre 300 et 500 m.
G3.92A	.... corses	Forêts montagnardes ouvertes de <i>Juniperus thurifera</i> , quelquefois mélangés à <i>Pinus laricio</i> , limitées à quelques vallées de l'intérieur de la Corse soumises à une amplitude extrême de température (Pinnera, Rudda, Pruniccia).
<b>F5.13</b> <b>Pro parte</b>	Matorrals arborescents à <i>Juniperus</i>	Broussailles et fruticées sempervirentes sclérophylles méditerranéennes et subméditerranéennes, organisées autour de différentes espèces de Genévriers arborescents : <i>Juniperus oxycedrus</i> , <i>Juniperus phoenicea</i> , <i>Juniperus lycia</i> , <i>Juniperus excelsa</i> , <i>Juniperus foetidissima</i> , <i>Juniperus communis</i> , <i>Juniperus drupacea</i> et <i>Juniperus thurifera</i> , classés en sous-unités.
F5.136	..... <i>thurifera</i>	Matorrals arborescents dominés par <i>Juniperus thurifera</i> en substitution de forêts de l'unité G3.92. La répartition géographique peut être précisée en ajoutant des codes des unités G3.92 à l'unité F5.136.

Ces unités EUNIS correspondent aux unités 42.A2 (A27, A28, A29 et A2A) et 32.136 de Corine Biotopes (Bissardon et al., 1997).

## ■ Types d'habitats d'intérêt communautaire (Bensettiti et al., (coord), 2001)

Les peuplements de Genévrier thurifère correspondent à deux habitats de l'annexe 1 de la Directive européenne « Habitats-faune-flore » : l'Habitat prioritaire 9560\* « Forêts endémiques à *Juniperus* spp. » et l'Habitat 5210 « Matorrals arborescents à *Juniperus* spp. ». Ces habitats génériques sont déclinés en France en 7 habitats élémentaires :

- 9560.1 / 5210.1 Peuplements de Genévrier thurifère des Pyrénées ;
- 9560.2 / 5210.2 Peuplements alpins de Genévrier thurifère du supraméditerranéen inférieur ;
- 9560.3 / 5210.3 Peuplements alpins de Genévrier thurifère du supraméditerranéen moyen et supérieur ;
- 9560.4 / 5210.4 Peuplements de Genévrier thurifère des Alpes internes ;
- 9560.5 / 5210.5 Peuplements de Genévrier thurifère alpins du montagnard sous influences méditerranéennes ;
- 9560.6 / 5210.6 Peuplements supraméditerranéens corses de Genévrier thurifère ;
- 9560.7 / 5210.7 Peuplements montagnards corses de Genévrier thurifère.

## ■ Classification phytosociologique (Bardat et al., 2004)

- **Classe** : *Pino sylvestris-Juniperetea sabinae*
  - **Ordre** : *Pino sylvestris-Juniperetalia sabinae*
    - **Alliance** : *Juniperion thuriferae*

Certaines formations végétales à genévriers thurifères sont rattachées à d'autres classes de végétation :

### Thuriférais du supraméditerranéen inférieur :

---

- **Classe** : *Quercetea ilicis*
  - **Ordre** : *Pistacio lentisci-Rhamnetalia alaterni*
    - **Alliance** : *Rhamno lycioidis-Quercion cocciferae*

### Thuriférais du supraméditerranéen moyen et supérieur :

---

- **Classe** : *Querco roboris-Fagetea sylvaticae*
  - **Ordre** : *Quercetalia pubescenti-sessiliflorae*
    - **Alliance** : *Quercion pubescenti-sessiliflorae*

### Thuriférais montagnards et supraméditerranéennes de Corse :

---

- **Classe** : *Querco roboris-Fagetea sylvaticae*
  - **Ordre** : *Fagetalia sylvaticae*
    - **Alliance** : *Luzulo luzuloidis-Fagion sylvaticae*
      - **Sous-alliance** : *Galio rotundifolii-Fagenion sylvaticae*

## ■ IUCN Habitats classification scheme (Version 3 .1)

Forêt tempérée.



## Description

Le Genévrier thurifère est une essence pionnière, inféodée aux secteurs montagnards sous influences méditerranéennes dont les formations les plus communes se trouvent à l'étage supraméditerranéen. Il est souvent observé en position primaire sur des falaises, rochers, pentes fortement rocailleuses et sols moyennement profonds, que les activités humaines et les dynamiques naturelles lui ont laissés libres de toute concurrence. Mais le Genévrier thurifère structure également de nombreuses stations dites secondaires, composées de peuplements plus évolués en taille, densité et maturité et qui sont généralement clairs ou en mélange avec d'autres essences, plus rarement purs et véritablement forestiers.

Les boisements à Genévrier thurifère en position primaire semblent stables, tandis que ceux des stations secondaires entrent progressivement en concurrence avec les essences post-pionnières et dryades succédant au Genévrier thurifère.

### ■ Biote indigène caractéristique

#### Végétation

##### Essence dominante

Le Genévrier thurifère (*Juniperus thurifera* L.) est un arbre résineux endémique du bassin occidental de la Méditerranée. En France, il s'agit d'une espèce relictuelle dont la présence serait vraisemblablement liée à l'existence de stations refuges lors des dernières glaciations, desquelles il a opéré une recolonisation active à partir du tardiglaciaire (Gauquelin et al., 1999 ; Lathuillère, 2007 ; Garraud et al., 2009).

Le Genévrier thurifère est une espèce pionnière, héliophile, à la fois xérophile et thermophile. Il est ainsi essentiellement inféodé aux secteurs montagnards (Figure 102) mais se développe également au supraméditerranéen, dans ses stations alpines les plus septentrionales (300 à 400 m d'altitude).

Il est généralement de petite taille en raison des fortes contraintes des biotopes qu'il occupe (falaises, rocailles) mais est capable d'atteindre près de 15 mètres en France et 25 mètres dans de bonnes conditions, notamment en Espagne (Lathuillère, comm. pers.). Au Maroc, les genévriers thurifères sont quant à eux remarquables par leurs dimensions et atteignent parfois 5 m de diamètre.



Figure 102 : Thuriféraie montagnarde (Saint-Crépin) (© T. Gauquelin)



Figure 103 : jeunes peuplements de Genévrier thurifère, reconquête d'anciennes terrasses agricoles (Saint-Crépin) (© L. Lathuillère)

La croissance des jeunes genévriers est relativement lente en contexte stationnel difficile mais s'accélère en situation plus favorable, notamment au sein des faciès de recolonisation d'anciennes pâtures ou cultures agricoles (Figure 103).

Deux sous-espèces de Genévrier thurifère sont différenciées par la communauté scientifique, autour du bassin méditerranéen : *Juniperus thurifera* subsp. *africana* pour les populations d'Afrique du Nord et *Juniperus thurifera* subsp. *thurifera* pour les populations d'Europe (Gauquelin et al., 2003).

##### Espèces associées

Les formations à Genévrier thurifère les plus communes sont celles qui se développent aux étages supraméditerranéens supérieur et montagnard (> 1

000 m), celles du supraméditerranéen inférieur étant plus anecdotiques (Barbéro et Quézel, 1986). Les espèces végétales typiques de ces formations sont présentées dans le Tableau 26.

**Tableau 26. Espèces typiques des thuriferaies selon l'altitude et la zone biogéographique (Bensettiti et al., (Coord), 2001)**

Zone géographique	Alpes	Corse	Pyrénées
<b>Supraméditerranéen inférieur (&lt; 1 000 m)</b>	<p><u>Strate arbustive</u> : Genévrier de Phénicie, Genévrier oxycèdre, Pistachier térébinthe (<i>Pistacia terebinthus</i>) Nerprun alaterné (<i>Rhamnus alaternus</i>) <u>Strate herbacée</u> : Espèces de rocailles (Joubarbe, <i>Telephium imperati</i>) ou de pelouses sèches (Lavande officinale, Thym commun, Laïche de Haller)</p>	<p><u>Strate arborescente</u> : Dominée par le Genévrier thurifère, avec le Pin laricio</p> <p><u>Strate arbustive</u> : Fruticée naine (20 cm à 1 m) à Immortelle d'Italie (<i>Helichrysum italicum</i> subsp. <i>italicum</i>) et Genêt de Salzmann (<i>Genista lobelii</i> var. <i>salzmanni</i>), recouvrement très variable selon les conditions de sols</p>	<p><b>Entre 650 et 1000 m</b></p> <p><u>Strate arborescente</u> : Dominée par le Genévrier thurifère, avec Genévrier commun (<i>Juniperus communis</i>), Chêne pubescent, Bois de Sainte-Lucie (<i>Prunus mahaleb</i>) <u>Strate arbustive</u> : Diversifiée, avec Genévrier commun, Eglantier des chiens (<i>Rosa canina</i>), Frêne, Buis, Erable de Montpellier <u>Strate herbacée</u> : Brachypode penné, Koélerie du Valais, Fétuque d'Auquier, Laïche de Haller</p>
<b>Supraméditerranéen supérieur (&gt; 1 000 m)</b>	<p><u>Strate arborescente</u> : Dominée par le Genévrier thurifère, avec Chêne pubescent et Erable de Montpellier <u>Strate arbustive</u> : Amélanchier (<i>Amelanchier ovalis</i> subsp. <i>embergeri</i>)</p>	<p><u>Strate herbacée</u> : Sur zones pâturées, dominée par la Laïche caryophyllée, Flouve odorante, Carline en corymbe...</p>	
<b>Montagnard</b>	<p>Peuplements plus denses avec <i>Cytisus sessilifolius</i> var. <i>prostratus</i>, <i>Rosa pimpinellifolia</i>, <i>Rhamnus saxatilis</i>. Pin sylvestre dans les peuplements pionniers</p>	<p><u>Sur sols rocailloux</u> : Thym corse, Genêt faux lobel <u>Sur sols plus profonds</u> : Genévrier nain, Epine vinette de l'Etna, Potentille à petites fleurs, Gaillet corse, Brachypode rupestre...</p>	

Les peuplements observés sur le terrain présentent souvent une composition modifiée, notamment par l'introduction à proximité du Pin noir d'Autriche qui colonise les thuriferaies et peut supplanter les genévriers.

## Faune

### Avifaune

La dissémination barochore des graines du Genévrier thurifère peut s'effectuer sur de longues distances grâce à certaines espèces d'oiseaux telles les grives, merles et autres rouges-gorges, qui assurent le transport des galbules (Cambecèdes et al., 2005).

### Entomofaune

Quelques études ponctuelles ont été réalisées sur l'entomofaune associée aux thuriferaies, notamment en ce qui concerne les insectes prédateurs des galbules du Genévrier thurifère. L'étude de Roques et al. (2006) a par exemple tenté de montrer le lien entre le passage d'incendies et la régénération naturelle du Genévrier, du fait de la réduction des populations de ces ravageurs par le feu.

D'autres études ont également été réalisées sur les lépidoptères liés aux thuriferaies et récemment, la redécouverte en France (Savournon, Hautes-Alpes) d'une espèce de papillon inféodée au Genévrier thurifère (*Afriberina tenietaria*), présente également en Espagne, relance l'intérêt de l'étude de la faune associée au thurifère (Claude Tautel, comm. pers.).

## ■ Milieu physique

### Bioclimat

Le Genévrier thurifère s'étend en France depuis les étages bioclimatiques méso et supraméditerranéen, dans ses stations alpines les plus septentrionales (300 à 400 m d'altitude), jusqu'aux étages oroméditerranéen et montagnard (> 1 000 m). Le

Genévrier thurifère est ainsi capable de tolérer des gelées jusqu'à  $-25^{\circ}\text{C}$  et des écarts thermiques saisonniers de plus de  $40^{\circ}\text{C}$ . Il fait également partie de la douzaine d'espèces arborées capables de se développer à des altitudes supérieures à 2 000 m sous influences méditerranéennes, notamment dans les Atlas marocains (Gauquelin et al., 2003 ; Lathuilière, 2007). La présence des genévriers thurifères est généralement liée à une bonne exposition au soleil.

## Type de sol

Le Genévrier thurifère est capable de se développer sur des falaises et rochers, au sein de pentes fortement rocailleuses et sur des sols moyennement profonds à inexistant (Figure 105).

Les thuriferaies sont le plus souvent observées sur des substrats calcaires mais elles se développent également sur des substrats siliceux, notamment en Corse et dans les Alpes Maritimes (Bensettiti et al., (coord), 2001 ; Bernard et al., 2013). Le Genévrier thurifère n'est généralement observé que sur ce type de station, bien qu'il puisse aussi très bien se développer dans de multiples autres conditions, notamment sur sol riche.

Les raisons de cette situation sont historiques : le Genévrier thurifère occupe les stations que les activités humaines et les autres essences ligneuses concurrentes lui ont laissées libres. Ces arbres sont en effet incapables de coloniser les milieux particulièrement contraignants, tandis que le pâturage a favorisé leur élimination au profit du genévrier (Lathuilière, comm. pers.).

## Histoire et ancienneté

Il est possible de distinguer trois ensembles de thuriferaies selon le critère d'ancienneté (Lathuilière, comm. pers.) :

- Les peuplements « primaires » des falaises et vives rocheuses (Figure 105) : ces thuriferaies comprennent des sujets très âgés (pluriséculaires ou millénaires) mais souvent de petite taille et à faible croissance. Si les notions de « peuplements » et de « couverture boisée » sont délicates à appliquer à ces formations, elles présentent néanmoins une grande stabilité spatiale et temporelle et sont considérées comme « anciennes » ;
- Les peuplements « historiques » conservés par les activités humaines (Figure 104) : même si la plupart de ces thuriferaies ont été fortement dégradées par le passé, notamment par leur exploitation pour la production de piquets de vigne, de petit mobilier, de charpentes, etc. ou du fait d'un surpâturage important, ce sont ces activités qui les ont préservées. Ces peuplements sont ainsi également considérés comme « anciens » de par la continuité de leur couvert forestier, même assez lâche (exemple de la thuriferaie historique de Saint-Crépin, Hautes-Alpes) ;
- Les formations « secondaires » de recolonisations récentes (moins de 150 ans) : ces thuriferaies sont issues de la colonisation récente de terres agricoles ou d'anciens parcours par le Genévrier thurifère et ne sont pas « anciennes » par nature.



Figure 105 : Genévrier thurifère sur rochers, Corse (© C. Favier)



Figure 104 : Thuriferaie de Saint-Crépin (propriété AgroParistech-Engref), au cœur du peuplement historique, Hautes-Alpes (© L. Lathuilière/ONF)

## ■ Processus et interactions clés

### Dynamique de la végétation

---

Le Genévrier thurifère est très résistant aux aléas et peu sensible aux perturbations (incendies, surpâturage, etc.), notamment en raison de sa longévité et de l'échelle de temps de sa régénération (pluriséculaire), bien que la physiologie de ses peuplements puisse être affectée.

Les formations à Genévrier thurifère des stations primaires semblent stables dans le temps et sont exemptes de concurrence ligneuse. En revanche, sur stations secondaires, le Genévrier thurifère reste une essence pionnière et cède peu à peu la place à des essences post-pionnières et dryades (pins et chênes) si les conditions le permettent (richesse du sol et intensité des perturbations). Les pins présentent en effet une croissance bien plus rapide que le Genévrier et leurs houppiers dépassent rapidement ceux de ces derniers. L'ombrage généré entraîne alors généralement le dépérissement progressif des genévriers manquant de lumière pour se développer (Garraud *et al.*, 2009).

La situation est particulièrement problématique avec le Pin noir d'Autriche, massivement introduit lors des reboisements réalisés durant la période de Restauration des Terrains de Montagne (RTM, fin du XIX<sup>ème</sup> siècle et début du XX<sup>ème</sup> siècle) dans de nombreux secteurs de présence du Genévrier thurifère. La concurrence avec les essences autochtones que sont le Pin sylvestre (dans les Alpes du sud) et le Pin laricio (en Corse) est cependant moins marquée. L'occurrence d'incendies peut également inverser cette dynamique et favoriser le maintien du Genévrier. Par contre, si le Genévrier thurifère partage de nombreuses affinités écologiques avec le Chêne pubescent, ces deux essences ne sont pas véritablement concurrentes (sauf rares exceptions, notamment dans les Pyrénées). Le Genévrier thurifère se développe en effet au sein des secteurs les plus secs et arides des chênaies pubescentes, profitant de l'ombrage des chênes pour se régénérer et trouvant sous leur couvert un sol plus développé (Garraud *et al.*, 2009).

Ces effets d'abri et de « nursery » sont également parfois constatés sous les pins noirs, pourtant considérés comme concurrents du Genévrier. Les phénomènes de concurrence et de facilitation s'avèrent complexes et restent à étudier de manière plus approfondie au sein des différentes thuriferaies (Lathuillière, comm. pers.).

### Dynamique spatiale

---

La présence et l'abondance du Genévrier thurifère sont fonction de la dynamique naturelle de la végétation mais aussi et surtout du contexte historique et humain du site, tout particulièrement vis-à-vis des activités agropastorales actuelles et passées. Le pastoralisme a en effet des conséquences paradoxales sur les thuriferaies : ces pratiques peuvent réduire la superficie des peuplements et annihiler la régénération des genévriers de par l'élimination des jeunes individus, mais la pression pastorale affecte également la régénération des espèces ligneuses concurrentes et limite leur développement (Bertaudière *et al.*, 1999). La déprise agropastorale en œuvre depuis le début du XX<sup>ème</sup> siècle offre également de nouveaux territoires à coloniser au Genévrier thurifère, bien souvent comme essence arborescente pionnière de transition (anciens parcours ou anciennes parcelles agricoles).

Les dynamiques spatiales et temporelles des thuriferaies doivent nécessairement être analysées à l'échelle de temps du cycle de vie du Genévrier thurifère, soit plusieurs siècles, voire millénaires. En effet, une faible régénération observée sur une période de 20 ans pourrait sembler insuffisante pour assurer le renouvellement du peuplement, alors qu'à (très) long terme le renouvellement et le maintien de l'espèce serait largement assuré.

Les stations primaires, protégées de la concurrence des autres essences ligneuses, jouent en cela un rôle fondamental de refuge pour la dissémination et la reconquête à long terme du Genévrier thurifère (Gauquelin *et al.*, 1999 ; Gauquelin *et al.*, 2016 ; Lathuillière, comm. pers.).

### Maturité et structure

---

Le Genévrier thurifère est une essence très longévive et des individus multiséculaires sont fréquemment observés. Les arbres des peuplements primaires de falaise notamment, de par leur inaccessibilité, peuvent atteindre des âges très avancés (Figure 106).



Figure 106 : L'éléphante, genévrier thurifère multiséculaire et remarquable à Saint-Crépin (© E. Boitier)

C'est aussi le cas dans des peuplements relictuels préservés au moins en partie de l'action de l'homme et surtout du pâturage, comme dans les thuriferaies des Hautes-Alpes (Saint-Crépin, Saint-Genis, etc.). En revanche, les peuplements issus de la recolonisation d'anciennes terres agricoles ou pastorales sont souvent assez jeunes (moins d'un siècle), de par leur installation récente mais aussi parfois du fait du rajeunissement par le passage des incendies.

Les peuplements en bon état de conservation sont définis comme des peuplements denses et hauts (entre 12 et 20 m), dont la structure verticale ne comprend le plus souvent qu'un seul étage. Le Genévrier thurifère peut cependant se trouver en mélange avec d'autres essences, comme les chênes, en sous-étage. En France, de telles thuriferaies sont pour la plupart issues de la maturation de peuplements de matorrals et de formations secondaires gagnant en densité. Enfin, la plupart des stations de thuriferaies identifiées en France regroupent en leur sein les trois types de formations citées précédemment (formations primaires, formations historiques, formations secondaires), les colonisations anciennes et récentes s'étant opérées depuis les formations primaires.

Les thuriferaies dégradées se présentent quant à elles comme des formations claires composées d'individus épars, comme c'est le cas de nombreux peuplements au Maroc. En vieillissant, ces matorrals évoluent vers des futaies claires où les espèces concurrentes (chênes, pins) se mélangent progressivement aux genévriers. Ces derniers se retrouvent alors peu à peu dans la strate dominée et peuvent connaître quelque dépérissement.

La Figure 107 présente de manière schématique le fonctionnement global de l'écosystème, ainsi que l'impact des principales menaces identifiées ci-après.

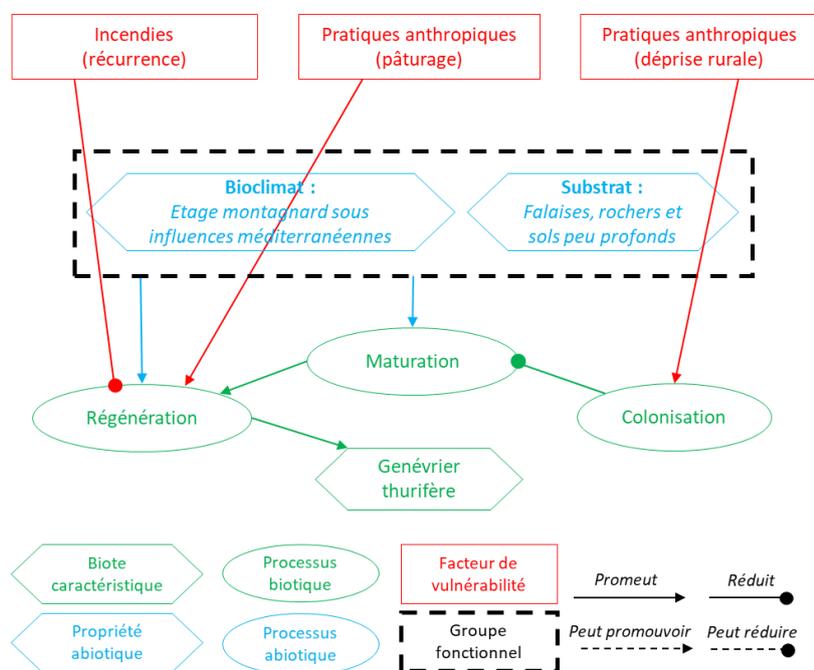


Figure 107 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées

## ■ Facteurs de vulnérabilité

### Dynamique successione

Les thuriferaies des stations secondaires et historiques sont pour beaucoup confrontées à une évolution naturelle où le Genévrier thurifère cède peu à peu la place à des essences post-pionnières et aux dryades (pins et chênes). Or ces thuriferaies représentent aujourd'hui une proportion non négligeable de cet écosystème en France du fait de la forte déprise pastorale, qui a entraîné leur progression.

Cette succession passe par une phase d'installation d'un sous-bois composé de ces essences compétitrices, avant que ces dernières dépassent progressivement la strate arborescente du Genévrier. En l'absence de perturbations, le maintien à long terme du Genévrier n'est alors possible qu'au sein de trouées, des secteurs incendiés ou des micro-stations rupestres similaires aux stations primaires.

## Incendies

Le risque d'incendie est important pour les thuriferaies, comme en témoigne l'incendie ayant touché la thuriferaie de la montagne de Rié (Pyrénées) en août 2003. Dans cette station emblématique en effet, seuls 20 % des arbres ont survécu au passage du feu. On note cependant l'émergence de jeunes plantules de Genévrier thurifère dès 2006 et, à l'échelle temporelle du cycle de vie du Genévrier thurifère, il est possible que ce renouvellement soit suffisant pour assurer le renouvellement du peuplement (Cambecèdes *et al.*, 2013).

De plus, le « rajeunissement » de la thuriferaie par le feu réduit la concurrence des autres ligneux, plus dynamiques (chênes, pins), ce qui peut temporairement comme à long terme favoriser le Genévrier thurifère.

## Régénération naturelle

Si la régénération des peuplements de genévriers thurifères est globalement bonne à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne, les renouvellements observés sur certains sites seraient a priori insuffisants, notamment au cœur des peuplements anciens. L'important parasitisme des galbules pourrait en être l'une des causes mais ces phénomènes sont à étudier et à analyser sur le long terme, compte-tenu de la longévité de l'espèce. La période d'étude de ces mécanismes de régénération n'est pour l'instant que d'une trentaine d'années.

Ainsi, par exemple, les suivis mis en place depuis 1993 au sein de la thuriferaie de Saint-Crépin montrent une réelle dynamique d'ensemencement du Genévrier thurifère, y compris de la partie centrale « historique » du peuplement, pourtant considérée à l'époque comme dénuée de régénération (Figure 108) (Lathuillière, comm. pers.).

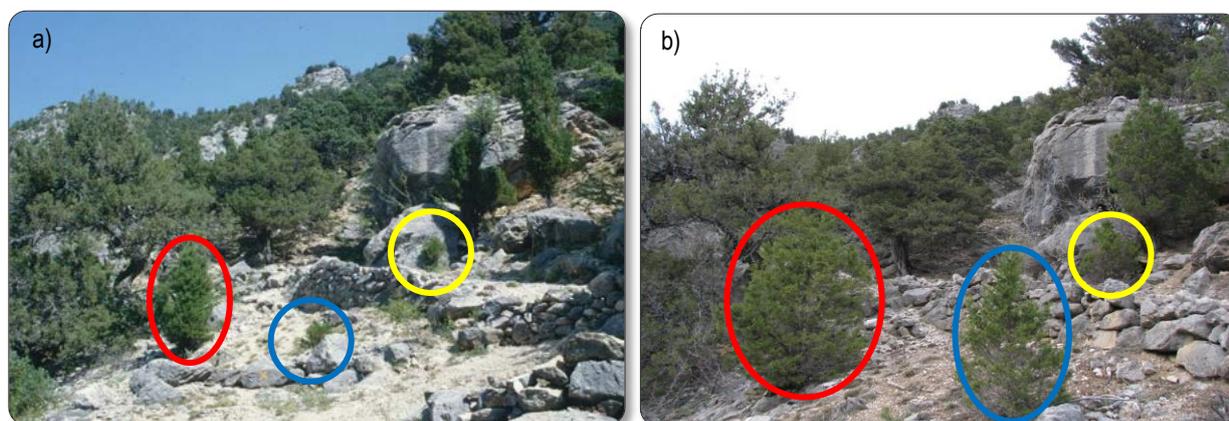


Figure 108 : Croissance de la régénération du Genévrier thurifère entre 1993 (a) et 2009 (b), au sein de la thuriferaie historique et multiséculaire de Saint-Crépin (Hautes-Alpes) (© L. Lathuillière, ONF).

## Autres menaces

Les activités anthropiques peuvent être ponctuellement une menace pour les thuriferaies (développement de lotissements, extension de carrière, aménagements de bord de route, création d'infrastructures). Ces activités peuvent également augmenter les risques d'incendies.

Avec les changements climatiques en cours, les genévriers thurifères de quelques adrets de basses altitudes et de basses latitudes vont se trouver davantage en concurrence avec les genévriers de Phénicie et les chênes verts. Cependant, les possibilités de progression des thuriferaies en ubac et en altitude restent importantes, sans négliger les possibilités de progression de cet écosystème vers le nord, notamment dans les Hautes-Alpes et en Isère (Garraud *et al.*, 2009).

Ainsi, plus que les changements climatiques, ce sont les réponses sylvicoles apportées par les gestionnaires forestiers face à ces changements qui pourraient menacer les thuriferaies. En effet, comme avec le Pin noir d'Autriche introduit lors des politiques RTM du siècle dernier, le Genévrier thurifère pourrait se trouver à l'avenir en concurrence avec le Cèdre de l'Atlas, si celui-ci était retenu comme une « essence-miracle » en réponse au réchauffement climatique, comme déjà préconisé par certains forestiers (Garraud *et al.*, 2009).



## Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015)

---

### ■ Critère A : Réduction de la distribution spatiale

#### A.1 : Réduction au cours des 50 dernières années

---

La superficie globale des boisements à Genévrier thurifère a probablement été stable au cours des 50 dernières années mais cela masque deux phénomènes concomitants : certains peuplements sont progressivement colonisés par des essences concurrentes tandis qu'une colonisation par le Genévrier thurifère d'espaces en déprise est également constatée, notamment en périphérie de ses principales stations.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

#### A.2a : Réduction estimée au cours des 50 prochaines années

---

La superficie des thuriféraires est susceptible d'augmenter au cours des 50 prochaines années si aucun incendie ne survient, du fait de la progression du Genévrier au sein des espaces en déprise et de la probable extension en altitude de son aire de répartition. Cependant, de nombreuses thuriféraires secondaires et historiques, qui représentent plus de la moitié de la distribution de cet écosystème en France, évoluent spontanément vers d'autres types d'écosystèmes forestiers et ce phénomène risque de s'accélérer à l'avenir. L'évolution de la distribution spatiale des boisements à Genévrier thurifère au cours des 50 prochaines années reste donc incertaine.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

#### A.2b : Réduction estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

Malgré la progression du Genévrier sur les espaces en déprise, les phénomènes de concurrence entre ce dernier et les essences post-pionnières observés depuis près de 30 ans au sein des thuriféraires secondaires et historiques risquent de s'accélérer. Cependant, si ces autres essences sont capables d'atteindre un stade dominant d'un certain nombre de stations dans un avenir proche, la réduction de la superficie des thuriféraires n'en sera qu'une conséquence à plus long terme.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

#### A.3 : Réduction depuis une référence historique (≈1750)

---

Les études réalisées sur plusieurs sites (Saint-Crépin, Saint-Genis, montagne de Rié) ont montré que l'abandon du pâturage et des pratiques agricoles en terrasses, constaté au cours des derniers siècles, a permis aux thuriféraires de s'étendre largement (peuplements secondaires) et de gagner en maturité (peuplements historiques). La superficie de ces formations secondaires et historiques est en effet aujourd'hui supérieure à celle des formations primaires.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

**L'écosystème « Boisements à Genévrier thurifère » est évalué Préoccupation-Mineure (LC) selon le critère A.**

### ■ Critère B : Distribution spatiale restreinte

#### B.1 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>)

---

La zone d'occurrence des thuriféraires est supérieure à 50 000 km<sup>2</sup> (seuil sous-critère B1) (Figure 109).

#### B.2 : Zone d'occupation (maille 10x10 km)

---

La zone d'occupation de l'écosystème serait de 19 mailles de 10 x 10 km, selon le rapportage effectué au titre de la DHFF en 2012 (Figure 109).

### B.3 : nombre de localités

Le nombre de localités est de 49 uniquement dans les Alpes. Il est donc supérieur au seuil du critère B3 (< 5).

### Déclin continu ou menace imminente

La valeur de la zone d'occupation permettrait d'attribuer à l'écosystème la catégorie En Danger (EN).

Cependant, si les incendies représentent une menace susceptible d'entraîner un déclin au cours des 20 prochaines années d'une partie de cet écosystème, par analogie aux récents incendies ayant affecté les peuplements pyrénéens, elle ne concerne pas toute sa distribution. Le cas des thuriferaies secondaires, dont la dynamique successionale conduit à la substitution à long terme du Genévrier thurifère, ne peut pas non plus être généralisé à l'ensemble de l'écosystème.

**L'écosystème « Boisements à Genévrier thurifère » est évalué Préoccupation-Mineure (LC) selon le critère B.**

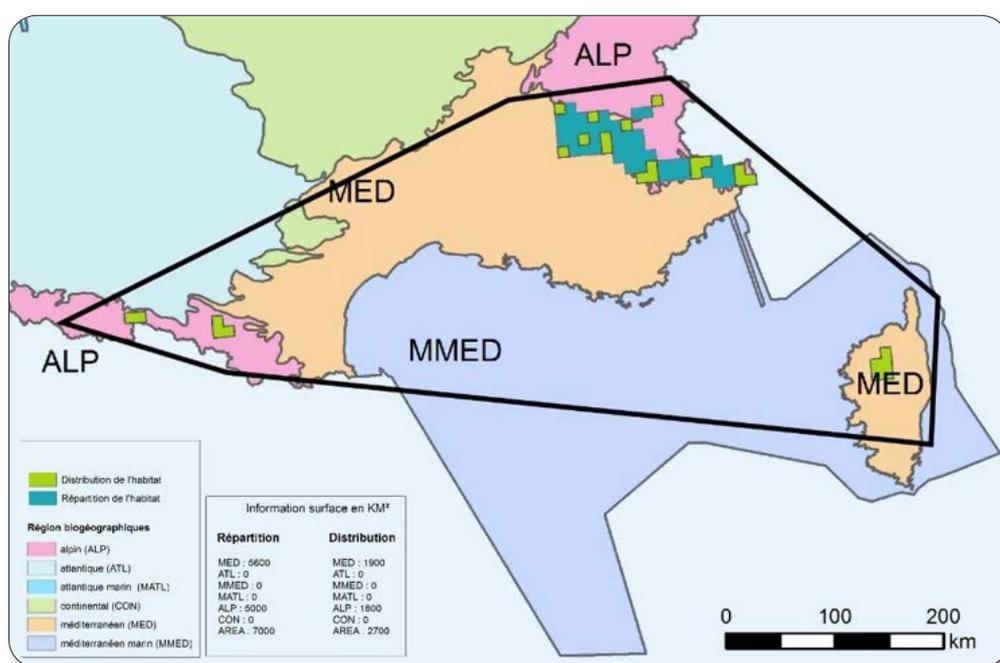


Figure 109 : Zone d'occurrence (km²) et Zone d'occupation (maillages 10x10 km) des thuriferaies méditerranéennes en France métropolitaine (Évaluation communautaire, 2012)

## ■ Critère C : Dégradation de l'environnement abiotique

### C.1 Modification d'une variable abiotique au cours des 50 dernières années

Il n'y a pas eu de dégradation environnementale majeure ou de modification de paramètres abiotiques ayant réduit la capacité des boisements à Genévrier thurifère à conserver leur biote indigène caractéristique au cours des 50 dernières années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

### C.2a Modification d'une variable abiotique estimée au cours des 50 prochaines années

Les changements climatiques pourraient affecter les thuriferaies par leur action indirecte sur l'augmentation de la fréquence des incendies. Toutefois, aucune donnée ne permet de quantifier le niveau de menace.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

## C.2b Modification d'une variable abiotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

Il n'y a pas de dégradation environnementale majeure ou de modification de paramètres abiotiques, ayant réduit ou pouvant réduire la capacité de l'écosystème à conserver son biote indigène caractéristique au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

## C.3 Modification d'une variable abiotique depuis une référence historique ( $\approx$ 1750)

---

Il n'y a pas eu de dégradation environnementale majeure depuis 1750.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

**La catégorie Préoccupation-Mineure (LC) est attribuée à l'écosystème « Boisements à Genévrier thurifère » selon le critère C.**

### ■ Critère D : Perturbation des processus et interactions biotiques

## D.1 Modification d'une variable biotique au cours des 50 dernières années

---

Au cours des 50 dernières années, une importante strate de régénération de pins s'est formée sous les genévriers des peuplements pionniers des stations secondaires, ainsi qu'au sein d'une partie des thuriferaies historiques dorénavant non pâturées. La concurrence avec le Genévrier thurifère y est cependant encore peu effective, sauf au sein de certaines stations historiques telles Saint-Crépin où les pins dépassent déjà les genévriers. Le manque de connaissance concernant ces phénomènes de concurrence et de facilitation amène à considérer la sévérité relative comme inférieure à 30 % sur cette période de temps.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

## D.2a Modification d'une variable biotique estimée au cours des 50 prochaines années

---

La dynamique de la végétation observée actuellement va très certainement se poursuivre au cours des 50 prochaines années, voire probablement s'accélérer. La croissance des jeunes pins déjà présents en sous-bois va en effet probablement atteindre des proportions pouvant réellement porter préjudice aux thuriferaies secondaires et historiques et le maintien de la fonctionnalité écologique de ces peuplements, en particulier les plus anciens et les plus matures, ne peut être garanti à l'avenir.

Certaines mesures de gestion conservatoire efficaces ont ponctuellement été mises en œuvre pour lutter contre la dynamique naturelle et ainsi préserver la dominance du Genévrier thurifère sur certains sites (Saint-Crépin, Saint-Genis). Il semble cependant difficile que de telles mesures soient mises en place sur l'ensemble de la distribution de l'écosystème concernée par ces phénomènes. Des études sont actuellement en cours afin de mieux appréhender et quantifier ces dynamiques.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

## D.2b Modification d'une variable biotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

Après une phase de lente installation d'un sous-bois de jeunes pins au sein des thuriferaies historiques et secondaires, observée depuis près de 30 ans, ces phénomènes de concurrence risquent de s'accélérer considérablement. Il est en effet prévisible que ces jeunes pins atteignent un stade dominant dans un avenir proche, entraînant alors le dépérissement progressif des genévriers thurifères.

La sévérité relative de cette menace est ainsi susceptible d'atteindre 50 % sur la période de 50 ans s'étendant sur la période 1990-2040, ce seuil de 50 % correspondant au stade où les essences concurrentes de sous-bois atteignent la canopée dominée le Genévrier thurifère. Nous retiendrons une valeur proche de 50 %.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Quasi-Menacé (NT) (étendue concernée  $\geq$  50 % ; sévérité relative  $\approx$  50 %).**

### D.3 Modification d'une variable biotique depuis une référence historique ( $\approx 1750$ )

---

Les stations primaires des milieux rocheux et falaises semblent se maintenir au cours du temps, avec des dynamiques de croissance et d'évolution très lentes. Les autres formations à Genévrier thurifère ont quant à elles été confrontées à plusieurs phénomènes au cours des deux derniers siècles. En effet, une partie des thuriferaies (historiques), longtemps entretenues et préservées par les pratiques agro-pastorales, ont pu atteindre des stades de maturité avancés et gagner en densité du fait de la déprise de ces activités. Cette déprise a également permis au Genévrier thurifère de coloniser de nouveaux espaces, en périphérie de ces peuplements primaires et historiques. On ne peut donc retenir aucune perturbation des processus ou des interactions biotiques qui ait pu entraîner un risque d'effondrement de cet écosystème depuis 1750.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

**L'écosystème « Boisements à Genévrier thurifère » est évalué Quasi-Menacé (NT) selon le critère D.**

#### ■ 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 et matorrals de genévrier thurifère à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne française, qui soit capable de prendre en compte l'ensemble des facteurs pouvant conduire à cet effondrement.

**L'écosystème « Boisements à Genévrier thurifère » est évalué Données-Insuffisantes (DD) selon le critère E.**

## ■ Bilan de l'évaluation des boisements à Genévrier thurifère en France

Critère	Sous-critère	Statut
<b>A : Réduction de la distribution spatiale</b>	A.1 : 50 dernières années	LC
	A.2a : 50 prochaines années	DD
	A.2b : 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	LC
	A.3 : Depuis une référence historique (≈1750)	LC
<b>B : Distribution spatiale restreinte</b>	B1. Zone d'occurrence	LC
	B2. Zone d'occupation	LC
	B3. Nombre de localités	LC
<b>C : Dégradation de l'environnement abiotique</b>	C.1 50 dernières années	LC
	C.2a 50 prochaines années	DD
	C.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	LC
	C.3 Depuis une référence historique (≈1750)	LC
<b>D : Perturbation des processus et interactions biotiques</b>	D.1 50 dernières années	LC
	D.2a 50 prochaines années	DD
	D.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	NT
	D.3 Depuis une référence historique (≈1750)	LC
<b>E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème</b>		DD
<b>Statut de l'écosystème</b>		<b>NT</b>

## ■ Fiabilité de l'évaluation

Moyenne (pas de données fiables de superficie, sources bibliographiques et dires d'experts).

## ■ Évaluateurs

Comité français de l'UICN (Magali Rossi, Aurélien Carré)



## Bilan et interprétation de l'évaluation

La distribution des boisements à Genévrier thurifère en France semble aujourd'hui bien connue et estimée à environ 1 000 ha, répartie sur un nombre relativement limité de stations entre les Alpes, les Pyrénées et la Corse. La principale caractéristique de cet écosystème est qu'il est primordial d'en distinguer 3 types : les peuplements primaires des sols rocheux et superficiels, les peuplements historiques qui ont longtemps été soumis à un intense pâturage et les peuplements secondaires établis récemment du fait de la déprise agricole constatée au cours du XX<sup>ème</sup> siècle. Les premiers semblent relativement stables dans le temps du fait de la longévité du Genévrier thurifère et de l'absence de concurrence ligneuse sur ces stations tandis que les peuplements des stations secondaires, comme une partie des peuplements historiques aujourd'hui non entretenus, entrent désormais en concurrence avec les essences post-pionnières et les dryades.

Ainsi, la principale menace pesant sur les formations à Genévrier thurifère en France est l'envahissement par ces essences ligneuses concurrentes, en particulier le Pin sylvestre, le Pin noir d'Autriche et le Pin laricio en Corse, ainsi que dans une moindre mesure par le Chêne pubescent. Les peuplements affectés représentent plus de 50 % de la superficie de cet écosystème en France. La dégradation et la régression à long terme de ces stations est très probable, le Genévrier ne pouvant subsister que dans les trouées, les secteurs incendiés ou les micro-stations rupestres similaires aux stations primaires. On assiste ainsi à la fois à une augmentation de la distribution des boisements à Genévrier thurifère du fait de la conquête de territoires en déprises et à l'envahissement par les essences post-pionnières des espaces anciennement colonisés et dorénavant non perturbés. Les incendies, s'ils peuvent favoriser le maintien du Genévrier thurifère en réduisant la concurrence des essences post-pionnières, représentent également une menace importante pour cet écosystème certes dispersé entre les Pyrénées, la Corse et les Alpes, mais concentré sur seulement quelques stations.

L'écosystème « Boisements à Genévrier thurifère » est évalué Quasi-Menacé (NT) face à un risque d'effondrement en France, selon la méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN. En effet, une sous-strate issue de la régénération des essences post-pionnières et du développement de leurs jeunes individus est déjà observée dans une large partie des thuriferales françaises et il est prévisible qu'à court terme ces essences atteignent un stade dominant, entraînant alors le dépérissement progressif des genévriers thurifères. L'écosystème n'apparaît alors vulnérable que parce qu'il a longtemps bénéficié des activités anthropiques ou colonisé des espaces en déprise, où il ne correspond pas au stade d'équilibre de la végétation.



## Références

Rédacteur de la fiche d'évaluation de l'habitat 9560 : Laurent Lathuillière. Contributeurs : Luc Garraud, Jean-Michel Genis, Julie Reymann.

**Aymerich P., Villar, 2013.** *Sur les peuplements de genévrier thurifère (Juniperus thurifera) en Haut Pallars (Pyrénées centrales, Catalogne). Présentation géobotanique et écologique*, in Actes du IV Colloque international sur le Genévrier thurifère, Ecologia mediterranea, pp 41-53.

**Bardat J., Bioret F., Botineau M., Boulet V., Delpech R., Géhu J.-M., Touffet J., 2001.** *Prodrome des végétations de France*, MNHN, 143 p.

**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, 339 p + 423 p + CD.

**Bernard G., Bruhat, Kiffer A., Merhan B., 2013.** *Comparaison de la structure démographique des populations de genévriers thurifère (Juniperus thurifera, Cupressaceae) en fonction de différents facteurs abiotiques*, 8p.

**Bertaudière V., Montes N., Gauquelin T., Édouard J.-L., 1999.** *Dendroécologie du genévrier thurifère : exemple de la thuriferaie de la montagne de Rié (Pyrénées, France)*, Annals of Forest Science, 56(8), pp 685–697.

**Bissardon M., Guibal L., Rameau J.-C., 1997.** *CORINE biotopes. Version originale. Types d'habitats français*, ENGREF, MNHN, 175 p.

**Cambecèdes J., Samhat P., Fallour-rubio D., Candy F., Gauquelin T., 2013.** *Quel avenir pour la thuriferaie pyrénéenne de la Montagne de Rié (Marignac, France) après l'incendie de 2003 ?* Actes du IV<sup>e</sup> Colloque international sur le Genévrier thurifère, Ecologia mediterranea, pp 41-53.

**Cambecèdes J., Gauquelin T., Roques A., Thébaut C., Burrus M., Gardes M., Largier G., 2005.** *Approche intégrée de la conservation des populations pyrénéennes de Genévrier thurifère*, Bull. Soc. Hist. Nat., Toulouse, 141(2), pp 189–195.

**Cleu H., 1947.** *Le peuplement en Lépidoptères du bassin supérieur de la Durance*, Mémoire, Muséum National d'Histoire Naturelle, tome XX, fascicule 3, pp 141-188.

**Davies C. E., Moss D., O Hill M., 2004.** *Eunis habitat classification revised 2004*, European Environment Agency, 307 p.

- Garraud L., Lebreton P., Genis J.-M., 2009.** *Biogéographie et écologie comparées du genévrier thurifère (Juniperus thurifera L.) dans les Alpes françaises du sud*, Bull. Mens. Soc. Linn. Lyon, 78(5-6), pp 119–135.
- Gauquelin T., Bertaudière V., Montes N., Badri W., Asmode J., 1999.** *Endangered stands of thuriferous juniper in the western Mediterranean basin: ecological status, conservation and management*, Biodiversity & Conservation, 8(11), pp 1479-1498.
- Gauquelin T., Badri W., Bertaudière V., Montes N., 2003.** *Le genévrier thurifère (Juniperus thurifera), un élément menacé de la biodiversité du bassin occidental de la Méditerranée*, Naturalia Maroccana, pp 87-92.
- Gauquelin T., Dutoit T. (editors), 2013.** *Actes du IV Colloque international sur le Genévrier thurifère, 5-8 octobre 2011, Mont-Dauphin et Saint-Crépin (Hautes-Alpes, France)*, Ecologia Mediterranea vol 39 (1) Naturalia Publications. 218 p.
- Gauquelin T., Michon G., Joffre R., Duponnois R., Genin D., Fady B., Bou Dagher M., Derridj A., Slimani S., Badri W., Alifriqui M., Auclair L., Simenel R., Aderghal M., Baudoin E., Galiana A., Prin Y., Sanguin H., Fernandez C., Baldy V., 2016.** *Mediterranean forests, land-use and climate change: a social-ecological perspective*. Regional Environmental Change. DOI 10.1007/s10113-016-0994-3.
- IGN, 2016.** *Elaboration de cartes des peuplements et de cartogramme des espèces dans la zone d'étude de l'arc méditerranéen, statistiques sur la répartition, la quantification et la part de forêts anciennes de Cassini des peuplements étudiés*, Convention UICN-IGN.
- Keith D. A., Rodríguez J. P., Rodríguez-Clark K. M., Nicholson E., Aapala, K., Alonso A., Zambrano-Martínez S., 2013.** *Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems*, Plos one, 8(5), e62111.
- Lathuilière L., 1994.** *Le genévrier thurifère. Étude de la thuriferaie de Saint-Crépin. Le thurifère dans le sud-est de la France*, Mémoire ENGREF/CBNA, 162 p.
- Lathuilière L., 2007.** *La Thuriferaie de Saint-Crépin (Hautes-Alpes), Analyses historiques, spatiales et temporelles*, Actes Du Colloque Geoflore 2007, pp 76–86.
- Louvel J., Gaudillat V., Poncet, 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.
- Rameau J.-C., Mansion D., Dumé G., Gauberville C., 2008.** *Flore forestière française, Guide écologique illustré, Tome 3 : Région méditerranéenne*, Institut pour le Développement Forestier, 2426 p.
- Roques A. et Auger-Rozenberg M.A., 2006.** *L'incendie pourrait-il constituer un mécanisme de régénération naturelle du Genévrier thurifère par échappement aux ravageurs des graines ? Exemple de la montagne de Rié (France)*, III Coloquio Internacional sobre los sabinars y enebrales (Género Juniperus) : Ecologia y Gestion Forestal Sostenible, Soria (Espagne), 24-26 Mai 2006, Tome 1, pp 407-415.
- Rossi M., Vallauri D., 2013.** *Évaluer la naturalité. Guide pratique version 1.2*. Rapport WWF France, 154 p.

*Pour plus de références se référer au document suivant :*

**Lathuilière L., 2010.** *Bibliographie référencée sur le Genévrier thurifère*. ONF, Réseau Naturaliste Habitats – Flore, 66 p.

# Boisements à Olivier sauvage



## Présentation et distribution géographique

L'Oléastre correspond à la variété sauvage de l'Olivier cultivé. Les peuplements spontanés qu'il domine sont le plus souvent arbustifs et associés au Caroubier et couvrent une bande plus ou moins large de la bordure littorale du Var, des Alpes-Maritimes et de la Corse (Figure 110). Ce sont des peuplements caractéristiques de l'étage thermoméditerranéen, limité en France à ces seuls secteurs littoraux.

Dans les Alpes Maritimes, ces peuplements sont présents sur le mont Boron et le mont Alban, ainsi que sur les corniches de la Riviera où ils sont plus dégradés. Dans le Var, l'Olivier sauvage et le Caroubier se trouvent dans la région de Carqueiranne et de Giens, sur les îles d'Hyères (Porquerolles, Port-Cros, Ile du Levant) et le long du littoral jusqu'à Sainte-Maxime. Des formations moins caractéristiques existent plus à l'ouest (Bouches-du-Rhône, Aude) mais n'ont pas été retenues dans l'évaluation de l'habitat 9320 « Forêts à *Olea* et *Ceratonia* » réalisée en 2012, par défaut de connaissance.

Les localités sont également bien connues en Corse où l'habitat 9320.3 est bien représenté sur la côte occidentale, plus rare sur la côte orientale (Paradis, 2006). Les peuplements à Olivier sauvage sont présents dans la région de Saint-Florent, en Balagne, sur les petits îlots de San Ciprianu, Ziglione, Farina et Pietricaggiosa, sur le plateau calcaire de Bonifacio (piaie), aux environs de Cargèse, dans la zone de Capo di Feno, sur le littoral entre Cala di Reta et Saint-Antoine ainsi que sur la façade nord du golfe d'Ajaccio et la colline de la Parata où ils couvrent de vastes étendues. La superficie totale de ces peuplements serait de près de 6 570 ha en Corse, bien que probablement sous-estimée (CBN Corse, comm. pers.). Malgré la bonne connaissance des stations où se développent les peuplements à Olivier sauvage et Caroubier, il est impossible de fournir un chiffre scientifiquement fondé quant à l'étendue de leur distribution en France.

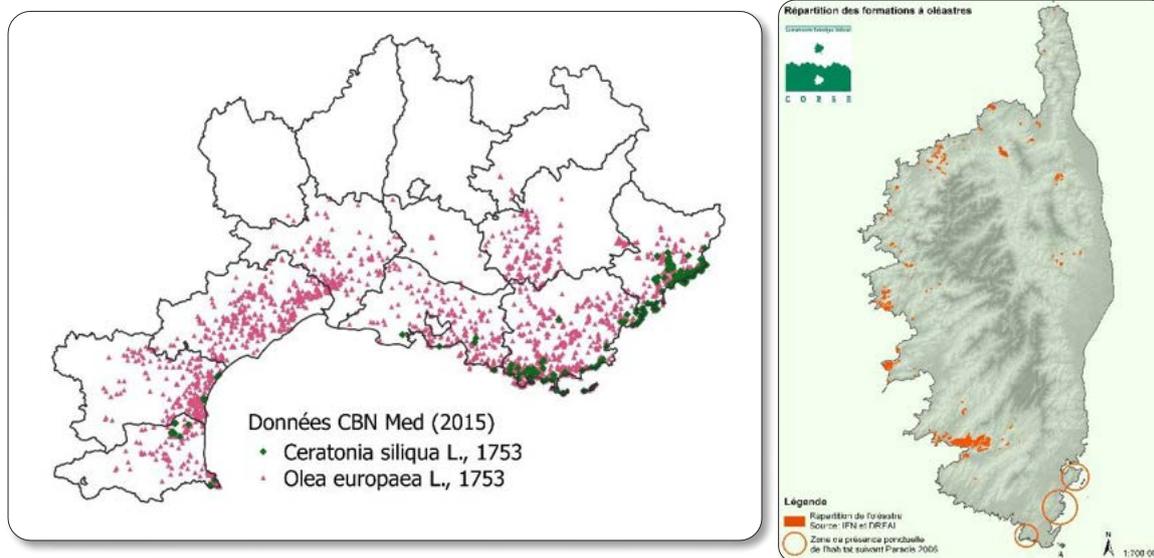


Figure 110 : Répartition de l'Olivier sauvage et du Caroubier dans l'écorégion méditerranéenne continentale et répartition des formations à Oléastre en Corse (CBN Med, 2015 ; CBN Corse, 2015)



## Classification

### ■ EUNIS / Corine Biotopes

Nous retenons pour l'écosystème « Boisements à Olivier sauvage » les unités présentées dans le Tableau 27.

**Tableau 27. Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Boisements à Olivier sauvage » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013)**

Code	Intitulé	Description
G2.4	Boisements à <i>Ceratonia siliqua</i> et <i>Olea europea</i>	Bois thermoméditerranéens ou thermocanariens dominés par <i>Olea europaea var. sylvestris</i> arborescent, <i>Ceratonia siliqua</i> , <i>Pistacia lentiscus</i> , <i>Myrtus communis</i> . La plupart des formations seront répertoriées comme des matorrals arborescents (F5.1), mais quelques stations peuvent avoir une canopée suffisamment élevée et fermée pour être classées dans cette unité.
G2.41	Bois d' <i>Olea europea</i> sauvage	Formations dominées par <i>Olea europaea var. sylvestris</i> . Une forêt climacique d'Oliviers, avec <i>Ceratonia siliqua</i> et <i>Pistacia lentiscus</i> , existe sur le versant septentrional du Djebel Ichkeul au nord de la Tunisie. Ailleurs, les communautés ressemblant le plus aux forêts d'Oliviers se trouvent dans le sud de l'Andalousie ( <i>Tamo communis-Oleetum sylvestris</i> , éteint ?), à Minorque ( <i>Prasio majoris-Oleetum sylvestris</i> ), en Sardaigne, en Sicile, en Calabre, en Crète
G2.42	Bois de <i>Ceratonia siliqua</i>	Formations dominées par <i>Ceratonia siliqua</i> , souvent avec <i>Olea europaea var. sylvestris</i> et <i>Pistacia lentiscus</i> . Les exemples les plus développés, dont certains ayant vraiment l'aspect d'une forêt, se trouvent en Tunisie, sur les pentes du Djebel Ichkeul, où ils constituent un faciès à Caroubier dominant de l'unité précédente. On les trouve également à Majorque ( <i>Cneoro tricocci-Ceratonietum siliquae</i> ), à l'est de la Sardaigne, en Sicile sud-orientale, dans les Pouilles, en Crète, dans le nord-est de l'Algérie, en Cyrénaïque.

Ces unités EUNIS correspondent à l'unité 45.1 (11 et 12) de Corine Biotopes (Bissardon et al., 1997).

### ■ Types d'habitats d'intérêt communautaire (Bensettiti et al., (coord), 2001)

Les forêts et boisements à oliviers sauvages et caroubiers correspondent à l'habitat générique 9320 : « Forêts à *Olea* et *Ceratonia* ». Cet habitat est décliné en trois habitats élémentaires :

- 9320-1 Peuplements à Oléastre, Lentisque de la côte varoise ;
- 9320-2 Peuplements à Oléastre, Lentisque et Caroubier de la Côte d'Azur ;
- 9320-3 Peuplements à Lentisque, Oléastre et Clématite en toupet du littoral corse.

### ■ Classification phytosociologique (Bardat et al., 2004)

- **Classe** : *Quercetea ilicis*
  - **Ordre** : *Pistacio lentisci-Rhamnetaalia alaterni*
    - **Alliance** : *Oleo sylvestris-Ceratonion siliquae*

### ■ IUCN Habitats classification scheme (Version 3 .1)

Forêt tempérée.



## Description

Les boisements à oliviers sauvages sont caractéristiques de l'étage thermoméditerranéen, très peu étendu en France. Les oléastres sont cependant capables de s'adapter à une large variété de stations et couvrent une bande plus ou moins large de la bordure littorale du Var et des Alpes-Maritimes, où la plupart de ses peuplements sont dits « climaciques ». Ces boisements sont en effet considérés comme des reliques de la végétation méditerranéenne antique. On trouve également des peuplements d'oliviers sauvages en Corse mais qui ne représenteraient qu'un stade transitoire de la végétation.

Les peuplements indigènes et spontanés d'oléastres cohabitent désormais avec des plantations d'Olivier cultivé, résultat de la domestication de l'Oléastre. Les vergers d'oliviers exploités ou abandonnés ne sont donc pas inclus dans cet écosystème, à l'exception d'anciens vergers incendiés où l'Oléastre a rejeter de souche suite à la destruction des rameaux d'oliviers greffés.

### ■ Biote indigène caractéristique

#### Végétation

##### Essence dominante

L'Oléastre (*Olea europea* L. subsp. *europaea* var. *sylvestris* (Mill.) Lehr.), ou Olivier sauvage, a été domestiqué pour la première fois il y a 5 800 ans à l'est du bassin méditerranéen. La variété actuellement cultivée (*Olea europaea* subsp. *oleaster* Hoffmanns. & Link) est ainsi issue d'un long processus de sélection mais des individus ont également pu être localement croisés avec les populations locales d'oléastres, au fur et à mesure du développement de l'activité économique liée à leur exploitation. La morphologie des oliviers et des oléastres est de ce fait très similaire, au point qu'il est quasiment impossible de les différencier lorsqu'un individu se trouve isolé.

D'un point de vue génétique également, cette différence n'est pas scientifiquement fondée et seule la biologie moléculaire peut permettre d'identifier les individus issus d'une sélection artificielle (Breton, 2005). Il s'agit en effet plus d'une différenciation de population que d'espèce, une population ayant évolué naturellement et l'autre de manière artificielle par greffage, les deux pouvant se croiser naturellement.

Les scientifiques distinguent ainsi 3 types d'oliviers :

- L'Olivier sauvage n'ayant aucun parent domestiqué parmi ses ancêtres, véritable Oléastre ;
- L'Olivier sauvage descendant d'oliviers cultivés, dit Olivier féral ;
- L'Olivier cultivé ou abandonné, dont seul l'aspect peut évoquer l'Oléastre mais qui appartient à une variété issue d'une sélection anthropique.

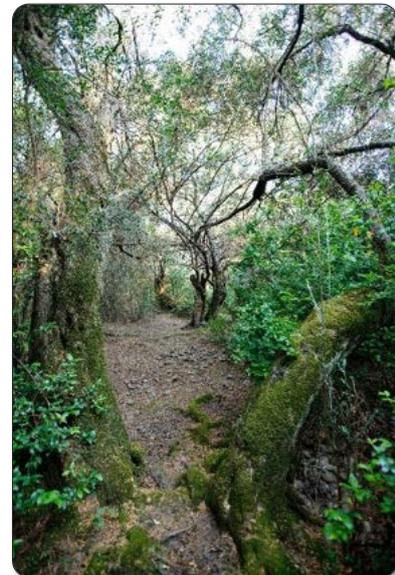


Figure 111 : Oliviers sauvages, Corse  
(© A. Lagrave)

Les seuls peuplements indigènes d'oliviers sauvages en France seraient ceux des littoraux du Var, des Alpes Maritimes et de Corse (Figure 111). Ces peuplements seraient en effet des reliques des peuplements d'oléastres et non des populations férales issues d'oliviers cultivés (Breton, 2005). Le Caroubier (*Ceratonia siliqua*), comme le Figuier (*Ficus carica*) ou le Laurier-rose (*Nerium oleander*) ne seraient quant à eux pas indigènes en France (Paradis, 2006).

##### Espèces associées

La structure et la composition des peuplements d'oliviers sauvages varient en fonction des conditions stationnelles du milieu (fond de vallon, pentes des collines littorales, vallons internes très chauds). Ce sont néanmoins pour l'essentiel des peuplements ligneux bas et souvent appauvris (Bensettiti et al., (coord), 2001).

L'organisation générale de ces peuplements est la suivante :

- Strate arborescente : dominée par l'Oléastre (*Olea europaea* subsp. *sylvestris* (Mill.) Lehr.), parfois mélangé avec le Pistachier lentisque (*Pistacia lentiscus*) et le Filaire à larges feuilles (*Phillyrea latifolia*). Le Caroubier (*Ceratonia siliqua*) est quant à lui surtout présents dans les boisements des Alpes Maritimes ;
- Strate arbustive : Myrte (*Myrtus communis*), Ciste (*Cistus montpellierensis*), Arbousier (*Arbutus unedo*) et Bruyère arborescente (*Erica arborea*), espèces caractéristiques des fourrés méditerranéens impénétrables ;
- Strate herbacée : variée, dominée en Corse par la Garance voyageuse (*Rubia peregrina*), parfois aussi par le Capuchon du moine (*Arisarum vulgare*) et le Liondent tubéreux (*Leontodon tuberosus*) ou par le Brachypode rameux (*Brachypodium retusum*) dans les Alpes Maritimes. La Salsepareille (*Smilax aspera*) est bien présente et, dans les stations les plus humides, forme de grandes draperies jusqu'en haut des oléastres.

## Faune

---

### Avifaune

Les oiseaux ont un rôle déterminant dans la propagation de l'Olivier sauvage, ainsi que dans la reconstitution des maquis après un incendie. En effet, les oiseaux qui se nourrissent d'olives (Étourneau sansonnet ou Pie notamment) participent à la dissémination de leurs noyaux, une fois passés dans le système digestif et débarrassé de la pulpe.

## ■ Milieu physique

### Bioclimat

---

Les boisements à oliviers sauvages sont caractéristiques de l'étage thermoméditerranéen, très peu représenté en France. Cet étage se situe entre la végétation littorale subissant les embruns marins et les premiers peuplements de Pin d'Alep, à la limite de l'étage mésoméditerranéen. Ces formations s'étendent également à l'intérieur de l'étage mésoméditerranéen, dans sa partie inférieure (entre environ 100 et 180 m) et seulement sous un climat semi-aride supérieur à subhumide.

### Type de sol

---

Les peuplements à oléastres peuvent occuper des stations très différentes, depuis des thalwegs et fonds de ruisseaux temporaires côtiers (sous forme de forêts galeries) à des pentes caillouteuses et falaises rocheuses littorales aux conditions thermophiles, voire xérophiles (peuplements moins denses et plus bas), en passant par les arrières-dunes.

Ces peuplements sont en effet indifférents au type de substrat et se développent aussi bien sur des substrats siliceux, notamment en Corse, que calcaires ou schisteux. Ces derniers sont cependant moins fréquents au sein de leur aire de répartition. Les boisements à oliviers sauvages ne se développent néanmoins que sur des sols non superficiels.

### Histoire et ancienneté

---

Les peuplements spontanés d'oléastres cohabitent désormais avec des plantations d'oliviers cultivés, sans qu'il soit toujours possible de différencier certains individus isolés (Breton, 2006). Les peuplements d'oléastres sont caractérisés comme climaciques à l'étage thermoméditerranéen et constituent des reliques de la végétation méditerranéenne antique. Ce sont alors pour la plupart d'entre eux des peuplements anciens, contrairement aux vergers de cultivars.

## ■ Processus et interactions clés

### Dynamique de la végétation

Sur le continent, la plupart des peuplements d'oliviers sauvages sont des peuplements stables (Baret, 2013). Ils constituent ainsi la végétation caractéristique des quelques zones littorales de l'étage thermoméditerranéen, à dynamique de croissance lente et composés d'espèces relativement rares en France (Figure 112).

En Corse, les boisements à oliviers sauvages ne constitueraient cependant pas un stade d'équilibre de la végétation et, si aucun incendie ne survenait pendant une centaine d'années, la fermeture du couvert d'oléastres réduirait peu à peu le nombre d'espèces et seuls survivraient les oléastres, arbusiers et filaires à larges feuilles, dominés par le Chêne vert. Ces peuplements constitueraient alors des maquis hauts, voire de véritables chênaies vertes. À l'inverse, le passage du feu entraîne la substitution des formations à oléastres par un maquis moyen dominé par le *Calicotome vilosa* et les cistes. Mais si la fréquence d'incendie n'est pas trop élevée, ce maquis moyen sera peu à peu de nouveau dominé par les lentisques et les oléastres (Paradis, 2006).

Les oliveraies cultivées issues de greffes sur des pieds d'Oléastres peuvent parfois évoluer vers des peuplements d'oliviers sauvages, notamment après le passage d'un incendie. En effet, les branches supérieures issues de la greffe sont détruites et il ne subsiste que les souches d'oliviers sauvages. En rejetant de souche, ces oléastres vont alors constituer des peuplements de maquis, parfois suffisamment hauts pour être considérés comme des boisements (Paradis, 2006).

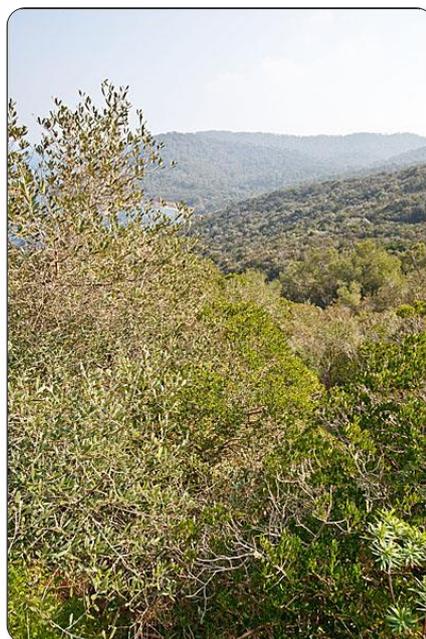


Figure 112 : Peuplement de Lentisque et Oléastre, Var (© A. Lagrave)



Figure 113 : Peuplement à lentisque et oléastre, Corse (© A. Lagrave)

### Maturité et structure

La longévité des oliviers est estimée comme supérieure à 400 ans (Rameau et al, 2008). Les incendies ont cependant rajeuni une partie des peuplements d'oliviers sauvages, bien qu'ils aient également contribué à leur extension. Les formations de fonds de vallon sont sans doute plus matures car elles ont été moins confrontées aux incendies.

La structure verticale des peuplements d'oliviers sauvages varie principalement en fonction de la position topographique. Globalement, la strate la plus haute est toujours dominée par l'Oléastre qui peut atteindre entre 2 et 7 m, en fonction de la fertilité de la station (strate arbustive haute) (Figure 113).

La strate inférieure (arbustive basse) est dominée par le Pistachier lentisque (1-2 m) qui recouvre une strate herbacée discontinue. La structure de ces boisements est souvent dégradée et ceux-ci se trouvent plus fréquemment à l'état de formations basses (< 5 m), à myrtes et lentisques (Baret, 2013).

La Figure 114 présente de manière schématique le fonctionnement global de l'écosystème, ainsi que l'impact des principales menaces identifiées ci-après.

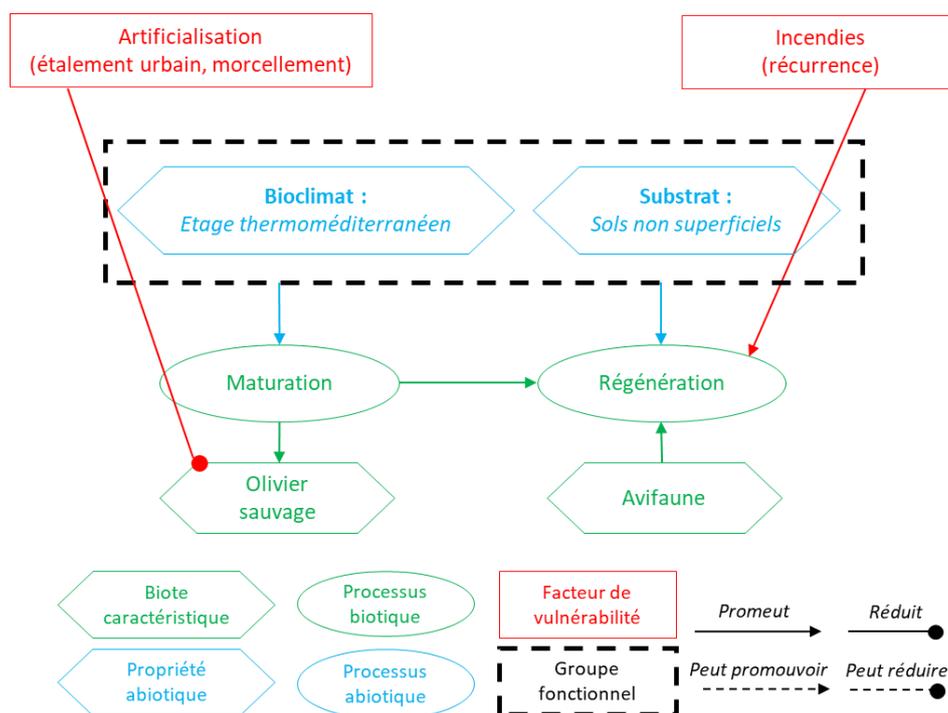


Figure 114 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées

## ■ Facteurs de vulnérabilité

### Urbanisation et aménagements

L'urbanisation et l'aménagement des territoires littoraux, et en particulier les installations couvrant de vastes surfaces (maisons individuelles, campings et bungalows, lotissements, terrains de sports, etc.), tout comme les aménagements touristiques littoraux tels les parkings et les sentiers, représentent une des principales menaces des boisements à Olivier sauvage, essentiellement dans le Var et les Alpes-Maritimes.

### Incendies

Les incendies, s'ils sont trop fréquents, détruisent la biomasse et favorisent l'érosion des sols lors de pluies violentes. Ces incendies peuvent cependant favoriser l'extension des boisements à Olivier sauvage et n'entraînent alors qu'un ralentissement de la dynamique naturelle de la végétation.

### Pathogènes et ravageurs

Certains pathogènes peuvent affecter les boisements à Oléastre. C'est notamment le cas de *Xylella fastidiosa*, une bactérie transmise et dispersée par les insectes (principalement des cicadelles, des cercoptes, et dans une moindre mesure des cigales) et qui s'attaquent à différentes espèces végétales (vignes, agrumes, etc.), dont l'Olivier. Cette bactérie est pour le moment présente en Corse et signalée dans les Alpes-Maritimes. S'il n'y a pas de dégâts actuellement signalés dans les peuplements d'oléastres, la propagation de cette bactérie reste à surveiller.

### Autres menaces

Quelques espèces exotiques envahissantes se développent au sein des boisements à Olivier sauvage, notamment l'Opuntia et l'Agave. La pression d'abrutissement des sangliers ou de bétail en divagation est également importante en Corse.



## Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l’UICN V2.1, 2015)

---

### ■ Critère A : Réduction de la distribution spatiale

#### A.1 : Réduction au cours des 50 dernières années

---

Nous ne disposons d’aucune donnée quantitative fiable pour évaluer l’évolution de la distribution spatiale de cet écosystème au cours des 50 dernières années. Cependant, et malgré leur localisation dans des stations relativement hors d’accès, les boisements à Olivier sauvage ont pu fortement régresser du fait de l’urbanisation du littoral méditerranéen français, d’une ampleur particulière sur cette période de temps en lien avec le développement touristique.

**Ce sous-critère classe l’écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

#### A.2a : Réduction estimée au cours des 50 prochaines années

---

Dans l’état actuel des connaissances, il n’est pas possible d’évaluer l’écosystème selon ce sous-critère. Pourtant les impacts déjà observés de l’artificialisation du littoral vont probablement s’accroître au cours des 50 prochaines années, notamment du fait de la pression touristique croissante.

**Ce sous-critère classe l’écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

#### A.2b : Réduction estimée au cours d’une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

Nous ne disposons d’aucune donnée quantitative permettant d’évaluer l’évolution de la distribution spatiale de cet écosystème sur une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur.

**Ce sous-critère classe l’écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

#### A.3 : Réduction depuis une référence historique (≈1750)

---

Aucune donnée ne permet de renseigner ce sous-critère, même s’il est possible de supposer que cet écosystème avait par le passé une superficie bien plus étendue, notamment sur le continent.

**Ce sous-critère classe l’écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

**La catégorie Données-Insuffisantes (DD) est attribuée à l’écosystème « Boisements à Olivier sauvage » selon le critère A.**

### ■ Critère B : Distribution spatiale restreinte

#### B.1 : Zone d’occurrence (km<sup>2</sup>)

---

La zone d’occurrence des boisements à olivier sauvage est d’environ 50 000 km<sup>2</sup> (Figure 115).

#### B.2 : Zone d’occupation (maille 10x10 km)

---

La zone d’occupation de l’écosystème serait quant à elle proche de 50 mailles de 10 x 10 km (Figure 115).

#### B.3 : nombre de localités

---

Le nombre de localités n’est pas précisément identifié, mais probablement supérieur à 5.

## Déclin continu ou menace imminente

Les valeurs de la zone d'occurrence et de la zone d'occupation (sous-critères B1 et B2) sont relativement proches des seuils de la catégorie Vulnérable (VU). De plus, l'urbanisation représente une menace susceptible d'entraîner un déclin de la distribution de cet écosystème au cours des 20 prochaines années.

**La catégorie Quasi-Menacé (NT) est attribuée à l'écosystème « Boisements à Olivier sauvage et Caroubier » selon le critère B.**

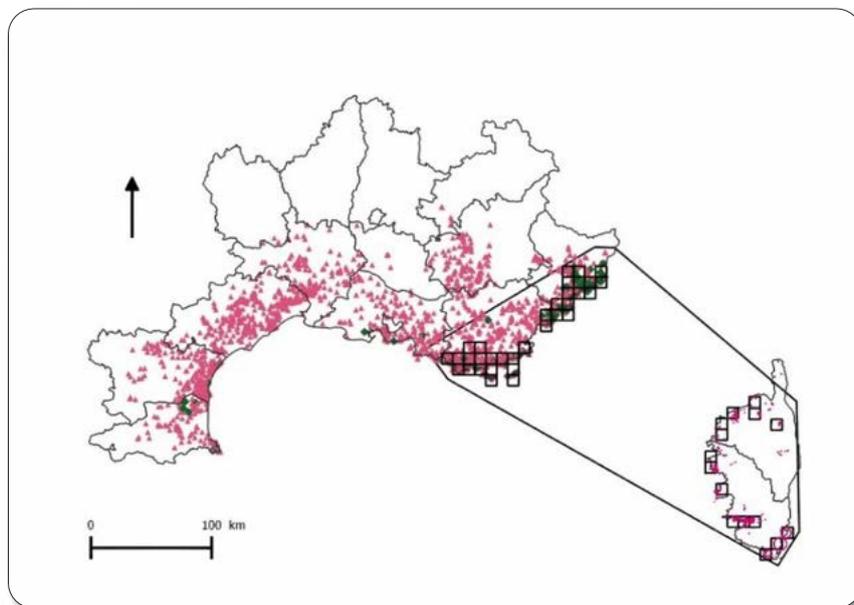


Figure 115 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) des boisements à Olivier sauvage en France métropolitaine (d'après CBN Med, 2015 et CBN Corse, 2015)

### ■ Critère C : Dégradation de l'environnement abiotique

#### C.1 Modification d'une variable abiotique au cours des 50 dernières années

Les boisements à Olivier sauvage ne semblent pas avoir été confrontés à une quelconque dégradation environnementale due à des modifications de paramètres abiotiques ayant pu réduire leur capacité à conserver leur biote caractéristique au cours des 50 dernières années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

#### C.2a Modification d'une variable abiotique estimée au cours des 50 prochaines années

Les changements climatiques en cours pourraient entraîner une réduction de la distribution des boisements à Olivier sauvage des stations déjà chaudes et sèches de l'étage thermoméditerranéen mais également favoriser leur extension au sein de l'étage mésoméditerranéen inférieur. Les données actuelles ne permettent pas d'estimer la sévérité relative de ces changements de paramètres abiotiques.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

#### C.2b Modification d'une variable abiotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

Les boisements à Olivier sauvage ne semblent pas avoir été confrontés à une quelconque dégradation environnementale due à des modifications de paramètres abiotiques ayant pu réduire leur capacité à conserver leur biote caractéristique sur une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

### C.3 Modification d'une variable abiotique depuis une référence historique (≈1750)

---

Malgré l'absence de données, les boisements à Olivier sauvage ne semblent pas avoir été confrontés à de dégradations environnementales majeures dues à des modifications de paramètres abiotiques au cours des 250 dernières années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

**La catégorie Préoccupation-Mineure (LC) est attribuée à l'écosystème « Boisements à Olivier sauvage » selon le critère C.**

## ■ Critère D : Perturbation des processus et interactions biotiques

### D.1 Modification d'une variable biotique au cours des 50 dernières années

---

Les animaux domestiques en divagation représentent une perturbation pour les boisements à oliviers sauvages, notamment en Corse, mais nous ne disposons pas de suffisamment de données concernant les processus et les interactions biotiques au sein de cet écosystème pour l'évaluer selon ce sous-critère.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### D.2a Modification d'une variable biotique estimée au cours des 50 prochaines années

---

De même que pour le sous-critère D.1, l'absence de données ne permet pas d'attribuer une catégorie de menace à l'écosystème selon ce sous-critère.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### D.2b Modification d'une variable biotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

De même que pour les sous-critères D.1 et D.2a, l'absence de données ne permet pas d'attribuer une catégorie de menace à l'écosystème selon ce sous-critère.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### D.3 Modification d'une variable biotique depuis une référence historique (≈1750)

---

Nous ne disposons pas non plus de données sur une période historique quant à la modification de paramètres biotiques au sein de cet écosystème.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

**La catégorie Données-Insuffisantes (DD) est attribuée à l'écosystème « Boisements à Olivier sauvage » selon le critère D.**

## ■ 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 boisements à Olivier sauvage à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne française, qui soit capable de prendre en compte l'ensemble des facteurs pouvant conduire à cet effondrement.

**La catégorie Données-Insuffisantes (DD) est attribué à l'écosystème « Boisements à Olivier sauvage » selon le critère E.**

## ■ Bilan de l'évaluation des Boisements à Olivier sauvage en France

Critère	Sous-critère	Statut
<b>A : Réduction de la distribution spatiale</b>	A.1 : 50 dernières années	DD
	A.2a : 50 prochaines années	DD
	A.2b : 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	A.3 : Depuis une référence historique (≈1750)	DD
<b>B : Distribution spatiale restreinte</b>	B1. Zone d'occurrence	NT
	B2. Zone d'occupation	NT
	B3. Nombre de localités	LC
<b>C : Dégradation de l'environnement abiotique</b>	C.1 50 dernières années	LC
	C.2a 50 prochaines années	DD
	C.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	LC
	C.3 Depuis une référence historique (≈1750)	LC
<b>D : Perturbation des processus et interactions biotiques</b>	D.1 50 dernières années	DD
	D.2a 50 prochaines années	DD
	D.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	D.3 Depuis une référence historique (≈1750)	LC
<b>E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème</b>		DD
<b>Statut de l'écosystème</b>	<b>NT</b>	

## ■ Fiabilité de l'évaluation

Moyenne (pas de données de superficie fiables, peu de bibliographie, dires d'experts).

## ■ Évaluateur

Comité français de l'UICN (Magali Rossi, Aurélien Carré)



## Bilan de l'évaluation et interprétation

---

La principale menace qui pèse sur les boisements à Olivier sauvage relève de l'urbanisation et de l'aménagement du littoral méditerranéen. Cependant, bien que ces phénomènes aient pris une ampleur considérable au cours des 50 dernières années, il n'existe aucune donnée quantitative de l'évolution de la distribution spatiale de cet écosystème, pourtant restreinte. Surtout, la pression touristique et l'artificialisation du littoral ne seront probablement pas amenés à régresser à l'avenir.

Un pathogène de l'Olivier est également à surveiller, la bactérie *Xylella fastidiosa*, même si ses dégâts sont bien plus marqués dans les plantations d'oliviers génétiquement très proches que dans les peuplements sauvages d'oléastres.

Les « Boisements à Olivier sauvage et Caroubier » sont évalués Quasi-menacés (NT) en France selon la méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes mais principalement à dire d'experts, et ce au titre de leur faible zone d'occupation et de la menace que constitue l'urbanisation du littoral méditerranéen au cours des 20 prochaines années.



## Références

---

Rédacteur de la fiche d'évaluation de l'habitat 9320 : Olivier Argagnon, Julie Reymann, Benoît Offerhaus, Virgile Noble.

**Bardat J., Bioret F., Botineau M., Boulet V., Delpech R., Géhu J.-M., Touffet J., 2001.** *Prodrome des végétations de France*, MNHN, 143 p.

**Baret J., 2013.** *Document d'objectif « Corniches de la Riviera ». Inventaire et cartographie des habitats naturels et de la flore d'intérêt communautaire*, Biodiv/CG 06.

**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, 339 p + 423 p + CD.

**Bissardon M., Guibal L., Rameau J.-C., 1997.** *CORINE biotopes. Version originale. Types d'habitats français*, ENGREF, MNHN, 175 p.

**Breton C., 2005.** *Adaptation et évolution de l'olivier et de l'oléastre dans diverses conditions d'isolement, de culture et d'environnement*, Thèse de l'Université de Marseille 3, IMEP CNRS.

**Davies C. E., Moss D., O Hill M., 2004.** *Eunis habitat classification revised 2004*, European Environment Agency, 307 p.

**Keith D. A., Rodríguez J. P., Rodríguez-Clark K. M., Nicholson E., Aapala, K., Alonso A., Zambrano-Martínez S., 2013.** *Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems*, Plos one, 8(5), e62111.

**Louvel J., Gaudillat V., Poncet, 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.

**Paradis G., 2006.** *Localisation en Corse de l'habitat 9320 ("Peuplement à Lentisque et Oléastre")*, Expertise Dans Le Cadre Du Réseau Natura 2000, ASTERE/DREAL Corse, 40 p.

**Rameau J.-C., Mansion D., Dumé G., Gauberville C., 2008.** *Flore forestière française, Guide écologique illustré, Tome 3 : Région méditerranéenne*, Institut pour le Développement Forestier, 2426 p.

# Boisements méditerranéens à If



## Présentation et distribution géographique

Les peuplements dominés par l'If considérés dans ce chapitre sont les boisements en situation primaire. Ils correspondent à une relique de la végétation méditerranéenne, non perturbée par les activités humaines, qui se développent sur des falaises ou des zones d'éboulis difficiles d'accès. L'If n'y est en effet pas concurrencé par les autres essences méditerranéennes. D'autres peuplements peuvent être dominés par l'If en région méditerranéenne française mais ils représentent des faciès de dégradation ou sont issus de phase de sénescence d'autres types de forêts, notamment de hêtraies, chênaies vertes ou chênaies pubescentes.

Les seules données dont nous disposons concernant cet écosystème sont celles de l'évaluation de l'état de conservation de l'habitat 9580, réalisée en 2012. Les boisements relictuels dominés par l'If se situent au sein des basses et moyennes montagnes de Provence et de Corse, souvent situés au sein de massifs dominés par le Hêtre (Sainte-Baume, pic de Courmettes, massif de Tenda) (Figure 116). Ils couvriraient 3,5 ha pour les localités du Var et des Alpes-Maritimes et environ 70 ha en Corse (Vacher, 1996). Un peuplement de vieux ifs est également signalé dans la RBI des gorges de l'Héric, dans le massif de l'Espinouze (Languedoc-Roussillon).

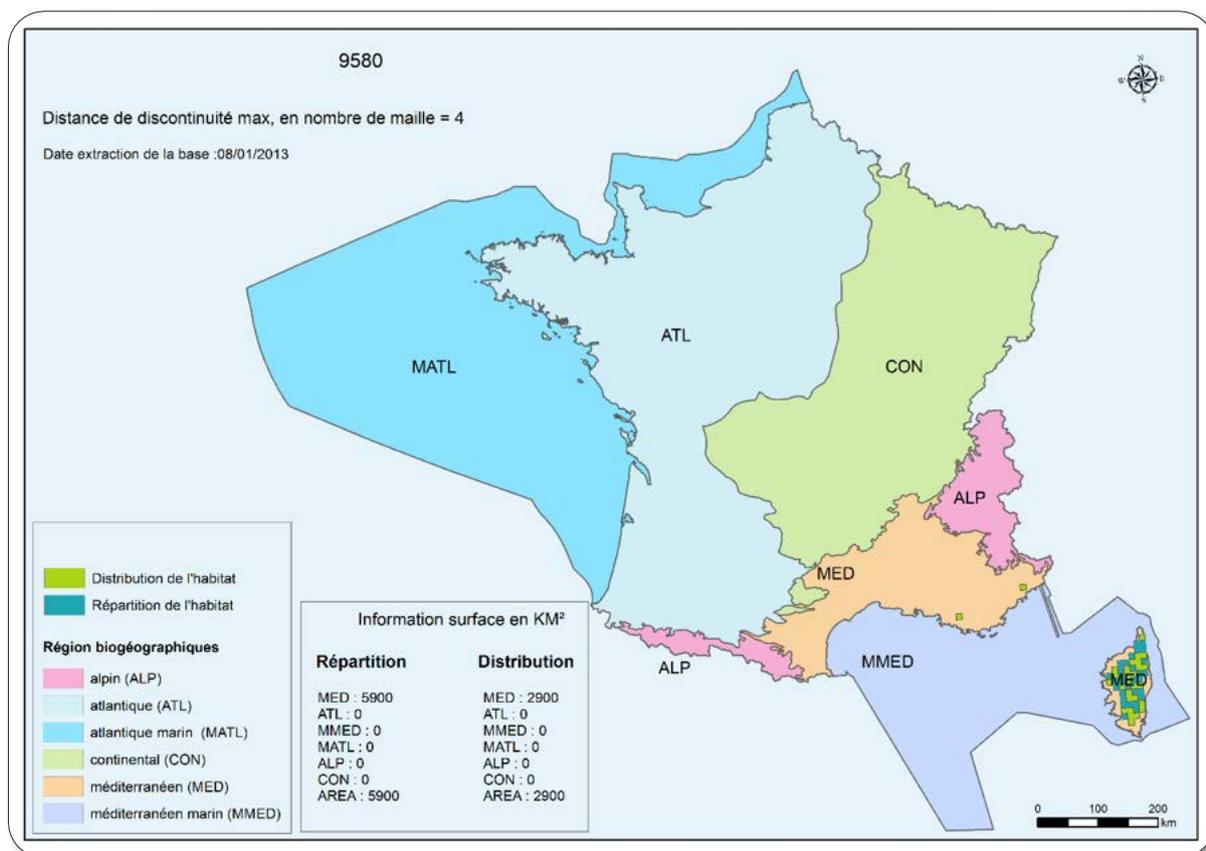


Figure 116 : Distribution et répartition de l'habitat 9580 « Bois méditerranéens à *Taxus baccata* » (Évaluation communautaire, 2012)



## Classification

### ■ EUNIS / Corine Biotores

Nous retenons pour l'écosystème « Boisements méditerranéens à If », l'unité présentée dans le Tableau 28.

**Tableau 28. Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Boisements méditerranéens à If » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013)**

Code	Intitulé	Description
G3.97 Pro parte	Bois de <i>Taxus baccata</i> du paléarctique occidental	Bois dominés par <i>Taxus baccata</i> , souvent avec <i>Ilex aquifolium</i> , se rencontrant très localement dans les plaines, les collines et les montagnes de la zone némorale du Paléarctique occidental et dans les montagnes du bassin méditerranéen, avec des stations excentrées et isolées dans le sud et l'est du système des Carpates et dans le nord des Rhodopes (mont Vitosha).
G3.972	... corses	Formations de <i>Taxus baccata</i> , <i>Ilex aquifolium</i> , <i>Buxus sempervirens</i> , limitées aux régions montagnardes froides dans les massifs du Tenda et du San Petrone et les montagnes du Cap Corse.
G3.976	... provençaux	Formations de <i>Taxus baccata</i> du sud de la France, similaires à celles de l'unité G3.975.

Ces unités EUNIS correspondent à l'unité 42.A7 (A72 et A76) de Corine Biotores (Bissardon et al., 1997).

### ■ Types d'habitats d'intérêt communautaire (Bensettiti et al., (coord), 2001)

Seuls les « Bois méditerranéens à *Taxus baccata* » de Corse sont considérés par la Directive européenne « Habitats-Faune-Flore » et correspondent à l'Habitat prioritaire 9580. Ils sont déclinés pour la France en 2 habitats élémentaires :

- 9580-1 peuplements corses d'If à Aspérule odorante ;
- 9580-2 peuplements d'If dans les forêts corses

### ■ Classification phytosociologique (Bardat et al., 2004)

- **Classe** : *Querco roboris-Fagetea sylvaticae*
  - **Ordre** : *Quercetalia pubescenti-sessiliflorae*
    - **Alliance** : *Carpinion orientalis* ; *Fagion sylvaticae*

Des populations d'ifs se développent également au sein d'autres types d'habitats forestiers, notamment de tillaie-éablières (alliance du *Lunario-Acerion*) ou de chênaies pubescentes (alliance du *Quercion pubescenti-sessiliflorae*). Pour la Corse, l'association de l'*Asperulo odoraе-Taxetum baccatae* a été retenue pour décrire ces boisements à If au sein des chênaies pubescentes (alliance du *Lathyron veneti*).

### ■ IUCN Habitats classification scheme (Version 3 .1)

Forêt tempérée.



## Description

---

L'If est un petit conifère capable de vivre plus de 1 000 ans et de rejeter de souche. Seuls les peuplements méditerranéens dominés par l'If et en situation primaires sont considérés dans cet écosystème. Ce sont principalement des peuplements de falaises ou d'éboulis des basses et moyennes montagnes de Provence et de Corse, souvent implantés au sein de massifs dominés par le Hêtre mais où l'If ne peut être concurrencé par les dryades. Ces peuplements primaires sont probablement tous anciens du fait de leur difficulté d'accès. Ils couvriraient en France moins de 80 hectares, en majorité en Corse.

### ■ Biote indigène caractéristique

#### Végétation

---

##### Essence dominante

L'If (*Taxus baccata*) est un petit conifère méditerranéen (12-15 m), à grande longévité (plus de 1 000 ans) et capable de rejeter de souche (Rameau et al., 2008) (Figure 117).

Dans les peuplements recensés en Méditerranée française, l'If dépasse bien souvent 500 ans.

##### Espèces associées

L'If est souvent associé à d'autres laurifoliées comme le Houx (*Ilex aquifolium*) ou le Lauréole (*Daphne laureola*).

### ■ Milieu physique

#### Bioclimat

---

L'If se développe préférentiellement dans des bioclimats humides à perhumides. Il est très résistant à la sécheresse et supporte des épisodes de gel intenses, jusqu'à au moins -23°C.



Figure 118 : Bois d'ifs sur éboulis. Forêt territoriale du Tavignano, Haute-Corse (© CBNC/ J. Reymann)

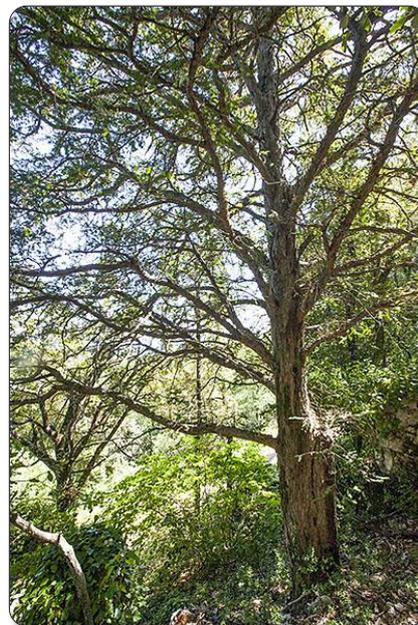


Figure 117 : If, Var (© A. Lagrave)

#### Type de sol

---

Essence généraliste, l'If s'implante sur tous les types de sols, y compris en ripisylve ou sur éboulis (Figure 118), à l'exception des sols hydromorphes et engorgés.

Les peuplements qui sont évalués ici sont les peuplements de falaises ou d'éboulis, qui ne peuvent être concurrencés par les dryades caractéristiques de la zone biogéographique (Hêtre, Chêne vert ou pubescent, Pin laricio).

#### Histoire et ancienneté

---

Il est probable que tous ces boisements soient anciens, du fait de leur difficulté d'accès.

## ■ Processus et interactions clés

### Dynamique de la végétation

La dynamique des boisements dominés par l'If est encore sujette à controverse. Pour Gamisans (1970), il est possible que l'If soit une essence de fin de succession pour les stations où les autres dryades ne peuvent s'installer : le Chêne pubescent a du mal à s'implanter sur des sols siliceux compacts (ses racines pivotantes ont du mal à s'y enfoncer), l'altitude est trop élevée pour le Chêne vert, le Hêtre est également peu concurrentiel sur les sols siliceux compacts et le Pin laricio de Corse préfère les versants plus chauds. Dans ces situations particulières (massif du Tenda en Corse, réserve des gorges d'Héric dans le massif de l'Espinouze en Languedoc-Roussillon), les boisements dominés par l'If pourraient donc être considérées comme des climax stationnels.

Les observations récentes indiquent également une régénération et une progression de l'If en Corse et en Provence. Si la pression de pâturage est faible, les peuplements d'ifs se restructurent avec toutes les classes d'âges, notamment en Corse, ce qui révèle leur caractère non transitoire.

### Maturité et structure

L'If était autrefois coupé par les bergers car la présence des baies toxiques pouvait empoisonner les troupeaux. Cette pratique n'a plus cours actuellement mais elle a conduit à une diminution de l'aire de répartition de l'If et à un rajeunissement de ses peuplements (Barbéro et Quézel, 1994).

La Figure 119 présente de manière schématique le fonctionnement global de l'écosystème, ainsi que l'impact des principales menaces identifiées ci-après.

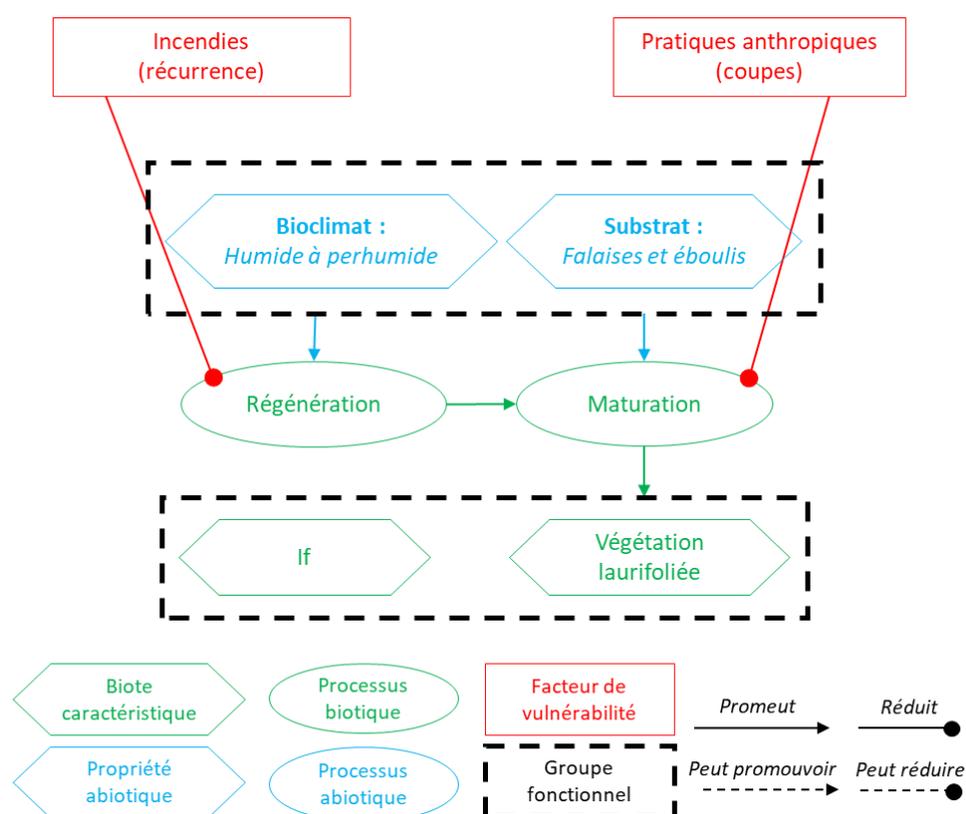


Figure 119 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées

## ■ Facteurs de vulnérabilité

### Incendies

---

La modification des régimes naturels d'incendies, notamment en Corse, du fait de la forte proportion de feux pastoraux, représente une menace pour la régénération des boisements à If.

### Gestion et exploitation

---

L'exploitation du bois d'If ou la récolte de son feuillage pour l'extraction du taxol (anti-cancéreux) sont des pratiques marginales et qui ne sont actuellement pas quantifiables. Ces boisements d'intérêt communautaire sont également pour la plupart pris en compte dans les aménagements forestiers et les plans de gestion.

En Corse, le piétinement et le retournement des sols par les cochons sauvages, ainsi que le surpâturage des animaux en divagation sont parfois une entrave à la régénération des ifs.

### Changements climatiques

---

Bien que les boisements à If se développent plutôt à basse altitude et dans des stations fraîches et humides, l'augmentation du risque d'incendie et de périodes de sécheresse représente néanmoins une menace pour cet écosystème. L'intensification des phénomènes climatiques extrêmes, et en particulier des épisodes de pluies intenses, entraîne également une aggravation du ravinement des zones d'éboulis.



## Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015)

---

### ■ Critère A : réduction de la distribution spatiale

#### A.1 : Réduction au cours des 50 dernières années

---

L'évaluation communautaire de l'habitat 9580 réalisée en 2012 mentionne qu'il est impossible de donner un chiffre plausible, en l'état actuel des connaissances, quant à l'étendue de la distribution de cet écosystème, celle-ci étant estimée à environ 73 ha. Nous ne disposons pas de données permettant d'évaluer la réduction ou l'extension de la distribution spatiale de cet écosystème au cours des 50 dernières années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

#### A.2a : Réduction estimée au cours des 50 prochaines années

---

Nous ne disposons pas de données permettant d'évaluer la réduction ou l'extension de la distribution spatiale de cet écosystème au cours des 50 prochaines années. L'évaluation communautaire de l'habitat 9580 estime cependant que les perspectives futures concernant sa surface sont positives.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

#### A.2b : Réduction estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

Nous ne disposons pas non plus de données permettant d'évaluer la réduction ou l'extension de la distribution spatiale de cet écosystème au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### A.3 : Réduction depuis une référence historique (≈1750)

L'étendue des boisements à lf a probablement été bien plus importante par le passé, ceux-ci ayant régressé suite aux coupes par les bergers, aux incendies et à l'exploitation sylvicole. En l'état actuel des connaissances, il est cependant difficile de quantifier ce recul historique. Le pas de temps de l'analyse n'est pas non plus suffisant pour voir les réels changements de distribution de ces boisements à caractère relictuel.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

**L'écosystème « Boisements méditerranéens à lf » est évalué Données-Insuffisantes (DD) selon le critère A.**

## ■ Critère B : Distribution spatiale restreinte

### B.1 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>)

La zone d'occurrence de l'habitat 9580 « bois méditerranéens à *Taxus baccata* » comprend la Corse et quelques stations provençales et s'étend sur moins de 50 000 km<sup>2</sup> (seuil du sous-critère B1) (Figure 120).

### B.2 : Zone d'occupation (maille 10x10 km)

La dernière évaluation de l'habitat 9580 fait état d'une zone d'occupation de 29 mailles de 10 x 10 km. Cependant, il est possible la zone d'occupation de cet écosystème soit plus étendue sur le continent (Figure 120).

### B.3 : nombre de localités

L'évaluation communautaire de l'habitat 9580 ne retient que 2 localités de boisements à lf sur le continent. Cependant, étant donné le caractère très restreint des différentes stations de boisements à lf en Corse, le nombre de localités est supérieur à 5 (seuil sous-critère B3).

## Déclin continu ou menace imminente

Les incertitudes concernant les zones d'occurrence et d'occupation ne permettent pas de renseigner les sous-critères B1 et B2. Toutefois, l'écosystème ne semble pas présenter pas de déclin continu, que ce soit en superficie ou en termes de qualité environnementale et d'interactions biotiques. Les perspectives futures des structures et fonctions de l'habitat 9580 sont ainsi évaluées comme positives pour la période 2013-2014).

**La catégorie Préoccupation-Mineure (LC) est attribuée à l'écosystème « Boisements méditerranéens à lf » selon le critère B.**

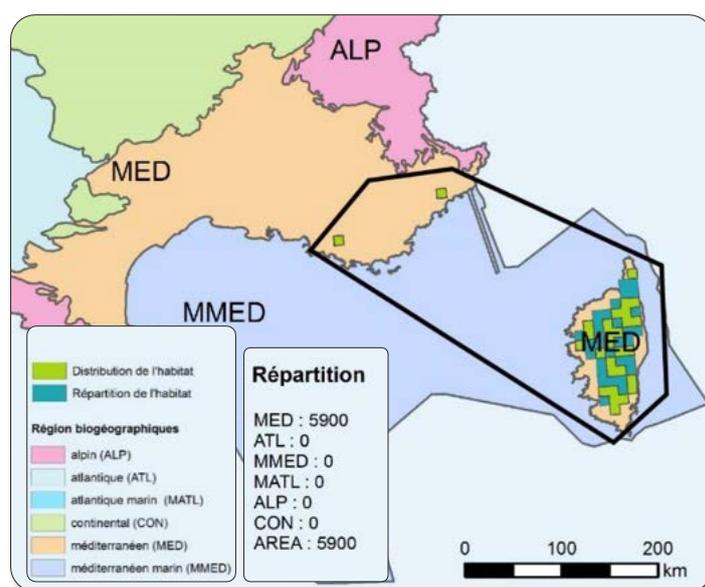


Figure 120 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) de l'habitat 9580 « Bois méditerranéens à *Taxus baccata* » (d'après évaluation communautaire, 2012)

## ■ Critère C : Dégradation de l'environnement abiotique

### C.1 Modification d'une variable abiotique au cours des 50 dernières années

---

Il n'y a probablement pas eu de dégradation environnementale majeure ou de modification de paramètres abiotiques ayant réduit la capacité des boisements méditerranéens à lf de conserver leur biote indigène caractéristique au cours des 50 dernières années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

### C.2a Modification d'une variable abiotique estimée au cours des 50 prochaines années

---

Bien que cet écosystème se développe dans des stations fraîches et humides, des incertitudes subsistent quant à l'impact des changements climatiques sur la capacité des boisements méditerranéens à lf de conserver leur biote indigène caractéristique au cours des 50 prochaines années. Aucune donnée ne permet cependant de quantifier ces impacts.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### C.2b Modification d'une variable abiotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

Il ne semble pas y avoir de dégradation environnementale majeure ou de modification de paramètres abiotiques ayant réduit ou pouvant réduire la capacité des bois d'ifs à conserver leur biote indigène caractéristique sur une période de 50 incluant le passé, le présent et le futur.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

### C.3 Modification d'une variable abiotique depuis une référence historique (≈1750)

---

Il n'existe pas de données pour ce sous-critère.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

**L'écosystème « Boisements méditerranéens à lf » est évalué Préoccupation-Mineure (LC) selon le critère C.**

## ■ Critère D : Perturbation des processus et interactions biotiques

### D.1 Modification d'une variable biotique au cours des 50 dernières années

---

Les peuplements d'ifs en position primaire faisant l'objet de cette évaluation sont relativement stables et généralement à l'abri des incendies (Panaïotis, comm. pers.). Nous ne disposons cependant pas de suffisamment de données concernant les processus et les interactions biotiques au sein de cet écosystème pour évaluer le sous-critère selon la méthodologie de Keith et al. (2014).

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### D.2a Modification d'une variable biotique estimée au cours des 50 prochaines années

---

Comme pour le sous-critère D1, nous ne disposons pas de suffisamment de données concernant les processus et les interactions biotiques au sein de cet écosystème.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### D.2b Modification d'une variable biotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

De même que pour les sous-critères D.1 et D.2a, l'absence de données ne permet pas d'attribuer une autre catégorie que Données-Insuffisantes selon ce sous-critère.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### D.3 Modification d'une variable biotique depuis une référence historique ( $\approx 1750$ )

---

Nous ne disposons d'aucune donnée concernant l'évolution des processus et des interactions biotiques au sein de cet écosystème sur une période historique.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

**L'écosystème « Boisements méditerranéens à If » est évalué Données-Insuffisantes (DD) selon le critère D.**

#### ■ 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 bois d'ifs à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne française, qui soit capable de prendre en compte l'ensemble des facteurs pouvant conduire à cet effondrement.

**L'écosystème « Boisements méditerranéens à If » est évalué Données-Insuffisantes (DD) selon le critère E.**

## ■ Bilan de l'évaluation des Boisements méditerranéens à If en France

<i>Critère</i>	<i>Sous-critère</i>	<i>Statut</i>
<b>A : Réduction de la distribution spatiale</b>	A.1 : 50 dernières années	DD
	A.2a : 50 prochaines années	DD
	A.2b : 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	A.3 : Depuis une référence historique (≈1750)	DD
<b>B : Distribution spatiale restreinte</b>	B1. Zone d'occurrence	DD
	B2. Zone d'occupation	DD
	B3. Nombre de localités	LC
<b>C : Dégradation de l'environnement abiotique</b>	C.1 50 dernières années	LC
	C.2a 50 prochaines années	DD
	C.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	LC
	C.3 Depuis une référence historique (≈1750)	DD
<b>D : Perturbation des processus et interactions biotiques</b>	D.1 50 dernières années	DD
	D.2a 50 prochaines années	DD
	D.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	D.3 Depuis une référence historique (≈1750)	DD
<b>E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème</b>		DD
<b>Statut de l'écosystème</b>		<b>DD</b>

## ■ Fiabilité de l'évaluation

Médiocre (pas de données fiables de superficie, peu de bibliographie, dires d'experts).

## ■ Évaluateur

Comité français de l'UICN (Magali Rossi, Aurélien Carré)



## Bilan et interprétation de l'évaluation

Les baies de l'If sont toxiques et elles ont valu à cet arbre d'être autrefois coupé par les bergers, en prévention du risque d'empoisonnement des troupeaux. Cette coupe n'est actuellement plus pratiquée mais elle a conduit à une diminution de la distribution des boisements méditerranéens à If, ainsi qu'à un rajeunissement de ses peuplements.

L'implantation de ces boisements sur des stations à sols superficiels ou instables les rend également vulnérables face aux phénomènes de ravinement et aux dommages causés par les animaux, sauvages ou d'élevage. Les boisements méditerranéens à If peuvent également être menacés par les feux de forêts, même s'ils occupent généralement des stations à l'abri des incendies. Les changements climatiques participeront indirectement à cette vulnérabilité, d'une part avec le risque d'augmentation de la fréquence des incendies et d'autre part avec l'intensification des événements climatiques extrêmes, notamment des épisodes de pluies intenses.

L'écosystème « Boisements méditerranéens à If » est évalué Données-Insuffisantes (DD) en France, selon la méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN. La quasi-totalité des sous-critères de la méthodologie sont renseignés Données-Insuffisantes (DD), même concernant l'évolution de la distribution spatiale de cet écosystème. Cet écosystème ne semble cependant pas menacé d'effondrement à moyen terme mais des études plus approfondies, concernant à la fois sa répartition et son fonctionnement, devront être entreprises.

## Références



Rédacteur de la fiche d'évaluation de l'habitat 9580 : Benoit Offerhaus.

- Barbéro, M., Quézel, P., 1994.** *Place, rôle et valeur historique des éléments laurifoliés dans les végétations préforestières et forestières ouest-méditerranéenne*, *Annali Di Botanica*, LIII, pp 81–105.
- Bardat J., Bioret F., Botineau M., Boullet V., Delpech R., Géhu J.-M., Touffet J., 2001.** *Prodrome des végétations de France*, MNHN, 143 p.
- 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, 339 p + 423 p + CD.
- Bissardon M., Guibal L., Rameau J.-C., 1997.** *CORINE biotopes. Version originale. Types d'habitats français*, ENGREF, MNHN, 175 p.
- Carcaillet C., Barakat H., Panaïotis C., Loisel R., 1997.** *Fire and late-Holocene expansion of Quercus ilex and Pinus pinaster on Corsica*, *Journal Vegetation Science*, 8 : 85-94
- Davies C. E., Moss D., O Hill M., 2004.** *Eunis habitat classification revised 2004*, European Environment Agency, 307 p.
- Gamisans J., 1970.** *Les vestiges de formations sylvatiques dans le massif de Tenda*, *Bull. Sc. Sci. Nat. Hist. Corse*, 90(597), pp 39–65.
- IGN, 2016.** *Elaboration de cartes des peuplements et de cartogramme des espèces dans la zone d'étude de l'arc méditerranéen, statistiques sur la répartition, la quantification et la part de forêts anciennes de Cassini des peuplements étudiés*, Convention UICN-IGN.
- Keith D. A., Rodriguez J. P., Rodriguez-Clark K. M., Nicholson E., Aapala, K., Alonso A., Zambrano-Martínez S., 2013.** *Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems*, *Plos one*, 8(5), e62111.
- Louvel J., Gaudillat V., Poncet, 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.
- Rameau J.-C., Mansion D., Dumé G., Gauberville C., 2008.** *Flore forestière française, Guide écologique illustré, Tome 3 : Région méditerranéenne*, Institut pour le Développement Forestier, 2426 p.
- Rossi M., Vallauri D., 2013.** *Évaluer la naturalité. Guide pratique version 1.2*, Rapport WWF France, 154 p.
- Thinon M., 1998.** *Étude de l'aire potentielle du pin laricio en Corse. Approche pédoanthracologique*, Programme Life de la CEE « Conservation des habitats naturels et des espèces végétales d'intérêt communautaire prioritaire de la Corse ». IME, OEC, DIREN Ajaccio, 38 p.
- Vacher V., 1996.** *Monographie de l'If Taxus baccata L., Étude de la répartition et de la dynamique de l'If en Corse*, « Programme Life Conservation des habitats naturels et des espèces végétales d'intérêt communautaire prioritaire de la Corse ». Rapport de stage Master ENGREF, DIREN, OEC, ONF.

# Ostryaies non riveraines



## Présentation et distribution géographique

Les ostryaies non riveraines constituent un écosystème forestier méditerranéen caractéristique de l'étage supraméditerranéen et des versants humides du mésoméditerranéen, situé dans des stations souvent difficiles d'accès. Ces forêts se structurent autour d'un nombre important d'espèces non méditerranéennes, favorisées par le relief et la présence de microclimats favorables.

Le Charme-houblon se trouve en France en limite de son aire de répartition biogéographique, centrée sur l'Italie. Les ostryaies non riveraines ne sont ainsi présentes en France que dans les Alpes-Maritimes et en Corse, ainsi que de façon très marginale dans le Var et le Sud de Alpes-de-Haute-Provence (Figure 121) (Rameau et *al.*, 2008).

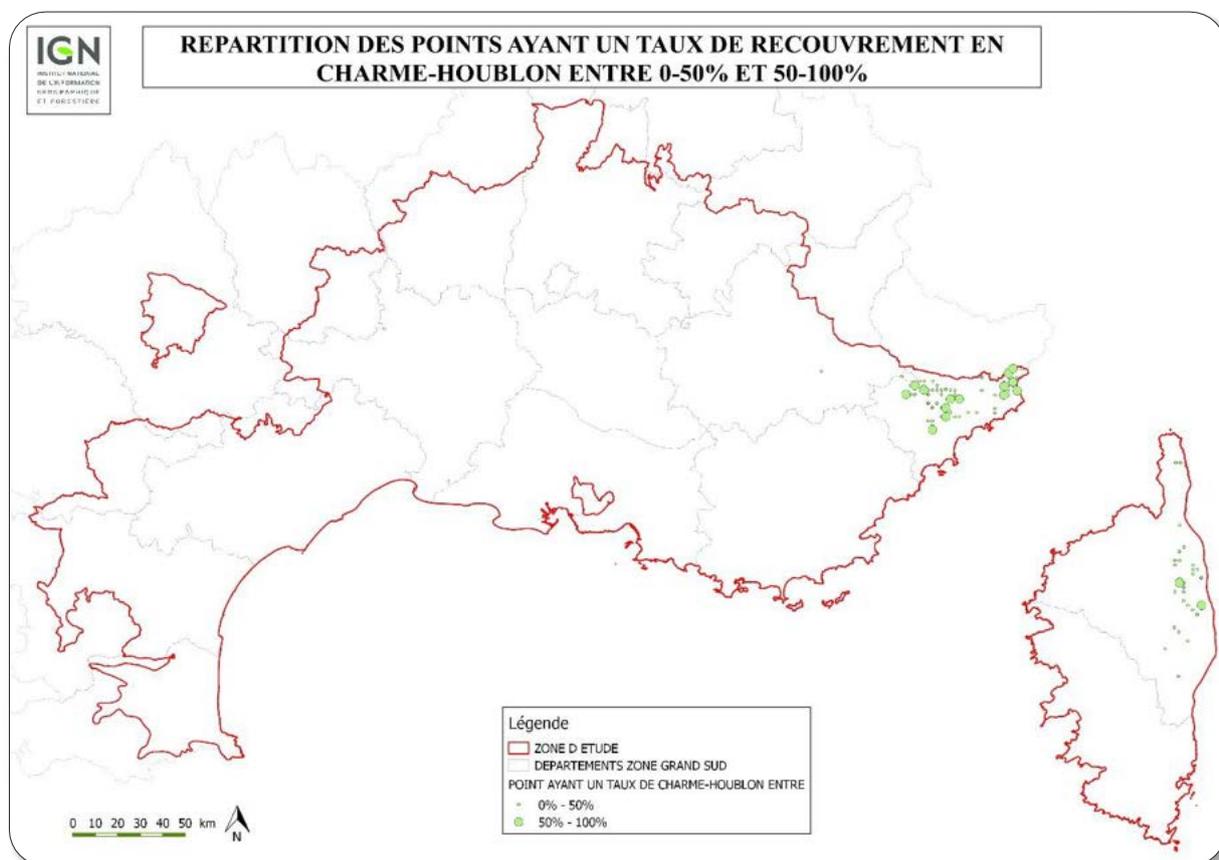


Figure 121 : Localisation des relevés IFN avec présence de Charme-houblon (*Ostrya carpinifolia*) dans l'écorégion méditerranéenne française (IGN, 2016)



### ■ EUNIS / Corine Biotopes

Nous retenons pour l'écosystème « Ostryaies non riveraines », les unités présentées dans le Tableau 29.

**Tableau 29. Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Ostryaies non riveraines » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013)**

Code	Intitulé	Description
G1.7C Pro parte	Boisements thermophiles mixtes	Forêts ou bois non alluviaux, caducifoliés ou semi-caducifoliés, des régions de climat subméditerranéen, de l'étage supraméditerranéen et des zones steppiques et substeppiques de l'Eurasie occidentale de l'alliance de l'Ostryo-Carpinion. Ils sont dominés par <i>Ostrya carpinifolia</i> , <i>Carpinus orientalis</i> , <i>Acer</i> spp., <i>Fraxinus</i> spp., <i>Tilia</i> spp. ou <i>Celtis australis</i> .
G1.7C1	Bois d' <i>Ostrya carpinifolia</i>	Forêts ou bois des régions de climat sub-méditerranéen, parfois mésoméditerranéen, et de l'étage supraméditerranéen, dominés par <i>Ostrya carpinifolia</i> .
G1.7C11	... mésoméditerranéens franco-italiens	Forêts de ravin dominées par <i>Ostrya carpinifolia</i> de la zone mésoméditerranéenne de <i>Quercus ilex</i> des Alpes maritimes et ligures.
G1.7C12	...supraméditerranéens	Bois dominés par <i>Ostrya carpinifolia</i> de la zone supraméditerranéenne des Alpes maritimes et ligures, des versants méditerranéens et adriatiques des Alpes sud-orientales, des Dinarides, des Hellénides, des Apennins et des grandes îles de la Méditerranée centrale.
G1.7C121	.... des Alpes sud-occidentales	Bois dominés par <i>Ostrya carpinifolia</i> de l'étage supraméditerranéen des Alpes maritimes et liguriennes.
G1.7C125	... de Corse	Bois dominés par <i>Ostrya carpinifolia</i> de l'étage supra-méditerranéen de Corse, limités à la partie nord-orientale de l'île.
G1.7C13	... montagnardes	Bois dominés par <i>Ostrya carpinifolia</i> des alliances montagnardes <i>Fagion medio-europaeum</i> , <i>Fagion illyricum</i> , <i>Fagion moesiacum</i> , <i>Fagion dacicum</i> , <i>Fagion hellenicum</i> . Ces bois se développent à la limite supérieure de répartition altitudinale des forêts des unités G1.7C12 ou G1.7C14, avec une flore compagne constituée habituellement d'une association d'espèces des hêtraies et des chênaies thermophiles.

Ces unités EUNIS correspondent à l'unité 41.81 (811, 812 et 813) de Corine Biotopes (Bissardon et al., 1997).

### ■ Types d'habitats d'intérêt communautaire (Bensettiti et al., (coord), 2001)

Les ostryaies non riveraines ne sont pas véritablement considérées au titre de la Directive « Habitat-Faune-Flore ». Seules les « Yeuseraies à Frêne à fleurs » (habitat 9340-7) peuvent présenter, dans les Alpes-Maritimes, un faciès dominé par le Charme-houblon à l'étage mésoméditerranéen. Aucune fiche des cahiers d'habitats ne correspond aux ostryaies en situation de ravin (Offerhaus, comm. pers.).

### ■ Classification phytosociologique (Bardat et al., 2004)

L'alliance du « *Carpinion orientalis* », ou « *Ostryo-Carpinion orientalis* », représente les communautés végétales tyrrhénio-adriatiques caractérisées par *Ostrya carpinifolia* et *Carpinus orientalis*, dont les ultimes irradiations en Europe occidentale se situent dans les Alpes-Maritimes et en Corse.

## Ostryaies mésophiles

---

- **Classe** : *Quercus robur-Fagetea sylvaticae*
  - **Ordre** : *Quercetalia pubescenti-sessiliflorae*
    - **Alliance** : *Carpinion orientalis (Lauro nobilis-Quercenion pubescentis)*
    - **Alliance** : *Carpinion orientalis (Laburno anagyroidis-Ostryenion carpinifoliae)*
    - **Alliance** : *Carpinion orientalis (Campanulo mediae-Ostryenion carpinifoliae)*

## Ostryaies de ravin et montagnardes

---

- **Classe** : *Quercus robur-Fagetea sylvaticae*
  - **Ordre** : *Fagetalia sylvaticae*
    - **Alliance** : *Tilio-Acerion* ou *Lauro nobilis-Tilion platyphylli (Ostrya carpinifoliae-Tilienion platyphylli)*

## Faciès à Charme-houblon de la yeuseraie à Frêne à fleurs

---

- **Classe** : *Quercetea ilicis*
  - **Ordre** : *Quercetalia ilicis*
    - **Alliance** : *Fraxino ornis-Quercenion ilicis*

### ■ IUCN Habitats classification scheme (Version 3 .1)

Forêt tempérée.



## Description

---

La France se situe en limite de l'aire de répartition biogéographique du Charme-houblon, qui s'étend principalement en Italie. Les principales ostryaies non riveraines méditerranéennes ne s'étendent ainsi que dans les Alpes-Maritimes et en Corse dans des situations souvent difficiles d'accès.

Ces formations végétales constituent cependant un écosystème caractéristique de l'étage supraméditerranéen et des versants humides du mésoméditerranéen, composé d'un nombre important d'espèces non méditerranéennes favorisées par le relief et les microclimats frais et humides. Ces boisements peuvent également correspondre à des phases pionnières de hêtraies, notamment à l'étage montagnard, ainsi qu'à des stades « climaciques » succédant à des pinèdes pionnières de pins sylvestres.

### ■ Biote indigène caractéristique

#### Végétation

---

#### Essence dominante

Le Charme-houblon (*Ostrya carpinifolia*), aussi appelé Bois-de-fer, est un petit arbre (3-15 m) héliophile (Figure 122). Il s'agit d'une essence d'affinités orientales, indigène des montagnes d'Europe centrale et méditerranéennes.



Figure 122 : Ostryaie mésophile (© B. Offerhaus)

## Espèces associées

Les communautés végétales associées au Charme-houblon diffèrent principalement selon les étages bioclimatiques (Lapraz, 1983) (Tableau 30). Certains peuplements forment des « forêts de ravin » mais la majorité des ostryaies non-riveraines sont supraméditerranéennes (G1.7C12).

**Tableau 30. Espèces typiques des ostryaies non riveraines selon l'altitude et la localisation géographique (Barbéro, 2003 ; Bensettiti et al., (coord), 2001 ; Louvel et al., 2013 ; Rameau et al., 2008)**

Zone géographique	Caractéristiques des formations dominées par le charme-houblon	
Altitude < 300 m	Faciès de la forêt de Chêne vert. Le Charme-houblon est accompagné de la végétation sclérophylle caractéristique de la yeuseraie, dans sa variante à Frêne à fleur ( <i>Fraxinus ornus</i> ) ( <i>Ostryo-Quercetum ilicis</i> ).	
300 – 600 m (supraméditerranéen)	<b>Fortes pentes</b>	<b>Pentes plus douces</b>
	Faciès de la chênaie pubescente ( <i>Quercetalia pubescentis</i> ) avec davantage de graminées.	Abrite deux espèces endémiques des Alpes-Maritimes : la Marguerite en forme de disque ( <i>Leucanthemum virgatum</i> ) et l'Euphorbe de Canut ( <i>Euphorbia hyberna</i> ssp. <i>canuti</i> ).
600 – 1 300 m (montagnard)	Faciès de la hêtraie médio-européenne méridionale. Correspond souvent souvent à des phases pionnières d'accrus forestiers. Le Charme-houblon est associé à d'autres espèces : <i>Fraxinus ornus</i> , <i>Sesleria argentea</i> ou encore <i>Linum viscosum</i> .	
Corse	Boisements mixtes associés au Châtaignier ( <i>Castanea sativa</i> ), cantonnées à la partie Nord-Orientale de l'île.	

## ■ Milieu physique

### Bioclimat

Les ostryaies s'étendent depuis l'étage mésoméditerranéen jusqu'au montagnard inférieur, dans des bioclimats humides à perhumides.

Le Charme-houblon colonise principalement les versants nord et les fonds de vallons tempérés du domaine méditerranéen (Figure 123) (Bensettiti et al., (coord), 2001).

### Type de sol

Le Charme-houblon préfère les sols calcaires dont le pH est proche de la neutralité et à réserve hydrique importante (Rameau et al., 2008).

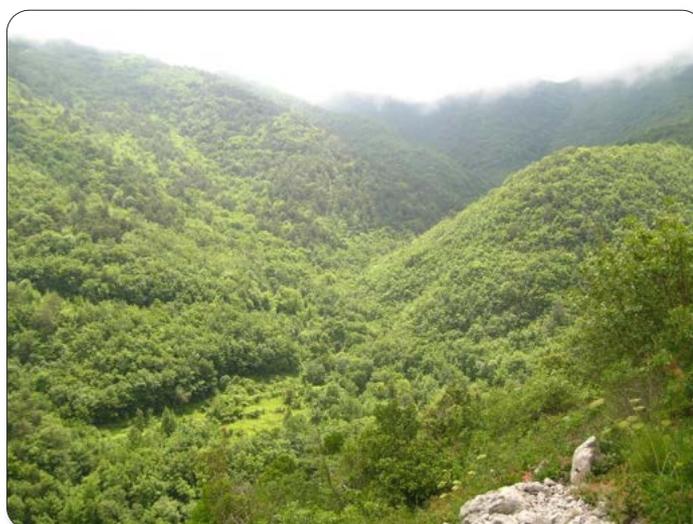


Figure 123 : Ostryaie de l'Albarea (© L. Doisy/CBN Med)

### Histoire et ancienneté

Cet écosystème s'étend sur une superficie relativement restreinte et n'a pas fait l'objet de beaucoup de publication. En conséquence, nous disposons de relativement peu d'informations concernant l'histoire et l'ancienneté de ces boisements dominés par le Charme-houblon.

Cependant, bien que certains boisements aient colonisé d'anciennes terrasses agricoles, l'implantation en fonds de vallons peu accessibles et le caractère relictuel de cette végétation restent de bons indices d'ancienneté pour une grande proportion de cet écosystème.

## ■ Processus et interactions clés

### Dynamique de la végétation

---

Les ostryaies hébergent un nombre important d'espèces mésophiles et sciaphiles non méditerranéennes, caractéristiques des sous-bois du *Quercus-Fagetea* (forêts de feuillus tempérées caducifoliées). Ces espèces ont pu s'installer au sein du domaine méditerranéen à la faveur du relief et de microclimats favorables. Lors de la dégradation de cet écosystème, du fait d'incendies ou de déboisements par exemple, ces espèces médio-européennes sont remplacées par une flore héliophile dominée par le Pin sylvestre à l'étage montagnard, le Pin mésogéen au supraméditerranéen ou le Pin d'Alep au mésoméditerranéen (Lapraz, 1983 ; Bensettiti et al., (coord), 2001).

Le phénomène inverse est également possible dans le cas où les communautés sciaphiles se reconstituent par élimination des espèces héliophiles. Cela n'est cependant possible que dans la mesure où certaines de ces espèces sciaphiles auraient réussi à se maintenir (Lapraz, 1983). Barbéro (2003) relève ainsi le cas de pinèdes pionnières supraméditerranéennes de Pin sylvestre évoluant vers des ostryaies. On assiste ainsi, depuis plusieurs décennies, à une expansion des ostryaies : de nombreuses pineraies de pins maritimes de l'arrière-pays niçois sont activement colonisées par le Charme-houblon (Offerhaus, comm. pers.).

Les boisements à *Ostrya carpinifolia* peuvent également correspondre à des phases pionnières de hêtraies, notamment à l'étage montagnard (Rameau et al., 2008). Beaucoup de ces ostryaies montagnardes voient ainsi leur composition floristique évoluer vers celle de la hêtraie, même si le Hêtre reste peu représenté (Barbéro, 2003).

### Dynamique spatiale

---

Les ostryaies méditerranéennes se trouvent en France en limite d'aire biogéographique du Charme-houblon. Elles sont de ce fait peu étendues sur le territoire national et se trouvent le plus souvent dans des situations très difficiles d'accès. Ces forêts constituent en cela des reliques de formations végétales caractéristiques des étages supraméditerranéens et des versants humides du mésoméditerranéen (Lapraz, 1983).

Certaines ostryaies sont également issues de la colonisation récente d'anciens espaces agricoles (Figure 124).

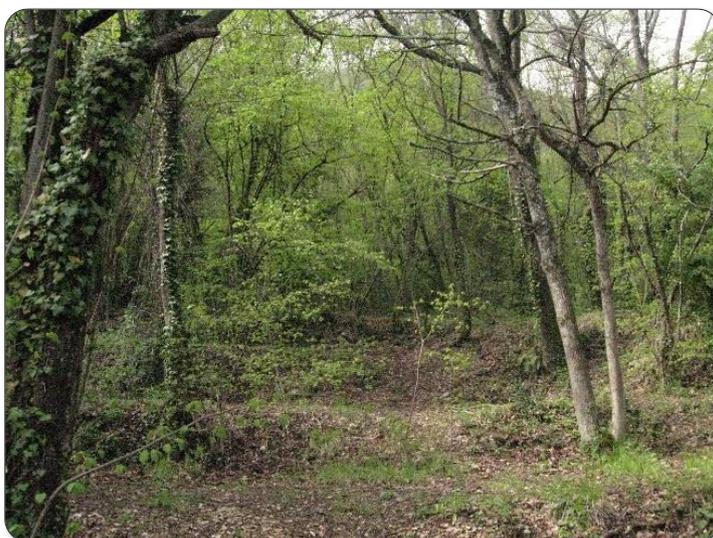


Figure 124 : Ostryaies sur d'anciennes restanques (© L. Doisy/CBN Med)

### Maturité et structure

---

Peu d'ostryaies non riveraines ont fait l'objet de description. Les peuplements les plus accessibles sont relativement jeunes et succèdent à des peuplements pionniers, notamment de pinèdes. Les ostryaies les plus isolées ou en situation de ravin peuvent en revanche présenter de nombreux individus âgés. La longévité du Charme-houblon indiquée par Rameau et al. (2008) est cependant estimée à seulement 150 ans.

La Figure 125 présente de manière schématique le fonctionnement global de l'écosystème, ainsi que l'impact des principales menaces identifiées ci-après.

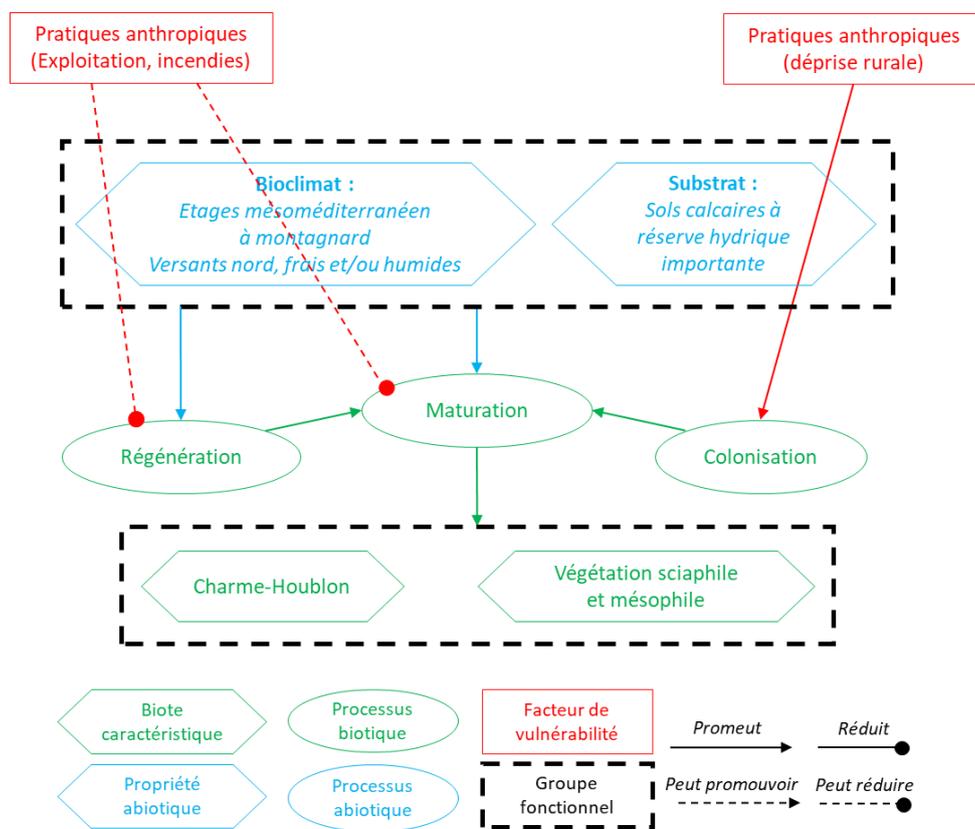


Figure 125 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées

## ■ Facteurs de vulnérabilité

### Exploitation et incendie

Malgré le caractère peu accessible des ostryaies non riveraines, leur très faible superficie peut les rendre vulnérable face à toute dégradation, par le fait de déboisements anthropiques ou d'incendies (Lapraz, 1983). La destruction de cet écosystème forestier entraînerait en effet une substitution de celui-ci par des peuplements de résineux et conduirait à une disparition des cortèges d'espèces typiques des ostryaies (Lapraz, 1983). Les ostryaies semblent toutefois peu confrontées à ce type de menace.



## Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015)

---

### ■ Critère A : Réduction de la distribution spatiale

#### A.1 : Réduction au cours des 50 dernières années

---

La distribution spatiale des ostryaies non riveraines aurait plutôt augmenté au cours des 50 dernières années. Lapraz (1983) décrivait dans les années 1980 les ostryaies comme des boisements « *très menacés par le déboisement et les incendies* » mais cette affirmation est contredite par Barbéro (2003), qui estime que la série de végétation de *Ostrya carpinifolia* est en « *pleine progression* ». Les données de l'IFN sont difficilement interprétables car le Charme-houblon est simplement identifié par placette dans la base de données floristique.

Une estimation de 4 240 ha est donnée dans l'inventaire de 1976-1977, contre 4 490 ha en 1985-1986 dont 3 400 ha de taillis d'*Ostrya carpinifolia* purs. En 2002, un changement de méthode de l'IFN entraîne une réduction de l'estimation de la superficie des ostryaies non-riveraines (2 470 ha), alors que ces peuplements auraient en réalité poursuivi leur expansion (IFN, 2004).

La superficie des ostryaies corses est quant à elle estimée à 349 ha en 2004, en totalité dans la région « Plaine corse Orientale » (IFN, 2006).

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

#### A.2a : Réduction estimée au cours des 50 prochaines années

---

Les ostryaies vont plus probablement continuer à s'étendre, notamment aux dépens des pinèdes pionnières, mais nous ne disposons pas de suffisamment d'informations pour renseigner ce sous-critère.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

#### A.2b : Réduction estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

Au vu des explications fournies pour les sous-critères A.1 et A.2a, **la catégorie Préoccupation-Mineure (LC) est attribuée à l'écosystème selon ce sous-critère.**

#### A.3 : Réduction depuis une référence historique (≈1750)

---

Nous ne disposons pas de données fiables concernant l'évolution de la superficie des ostryaies au cours de l'histoire contemporaine.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

**L'écosystème « Ostryaies non riveraines » est évalué Préoccupation-Mineure (LC) selon le critère A.**

### ■ Critère B : Distribution spatiale restreinte

#### B.1 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>)

---

La zone d'occurrence des ostryaies non riveraines est d'environ 35 000 km<sup>2</sup> (Figure 126), soit inférieure à 50 000 km<sup>2</sup> (seuil du sous-critère B1).

#### B.2 : Zone d'occupation (maille 10x10 km)

---

La zone d'occupation de cet écosystème serait de 29 mailles de 10x10 km, soit inférieure à 50 (seuil du sous-critère B2) (Figure 126).

### B.3 : nombre de localités

Le nombre de localités n'est pas précisément identifié mais probablement supérieur à 5 (seuil du sous-critère B3).

### Déclin continu ou menace imminente

Les valeurs de zone d'occurrence et de zone d'occupation retenues pour les sous-critères B1 et B2 permettraient de classer l'écosystème Vulnérable (VU). Il ne peut cependant être affirmé que cet écosystème soit confronté à un déclin continu de sa distribution spatiale, de la qualité de son environnement abiotique ou de l'intégrité de ses interactions biotiques. Aucune menace ne semble également pouvoir provoquer une forte probabilité un tel déclin continu au cours des 20 prochaines années.

**L'écosystème « Ostryaies non riveraines » est évalué Préoccupation-Mineure (LC) selon le critère B.**

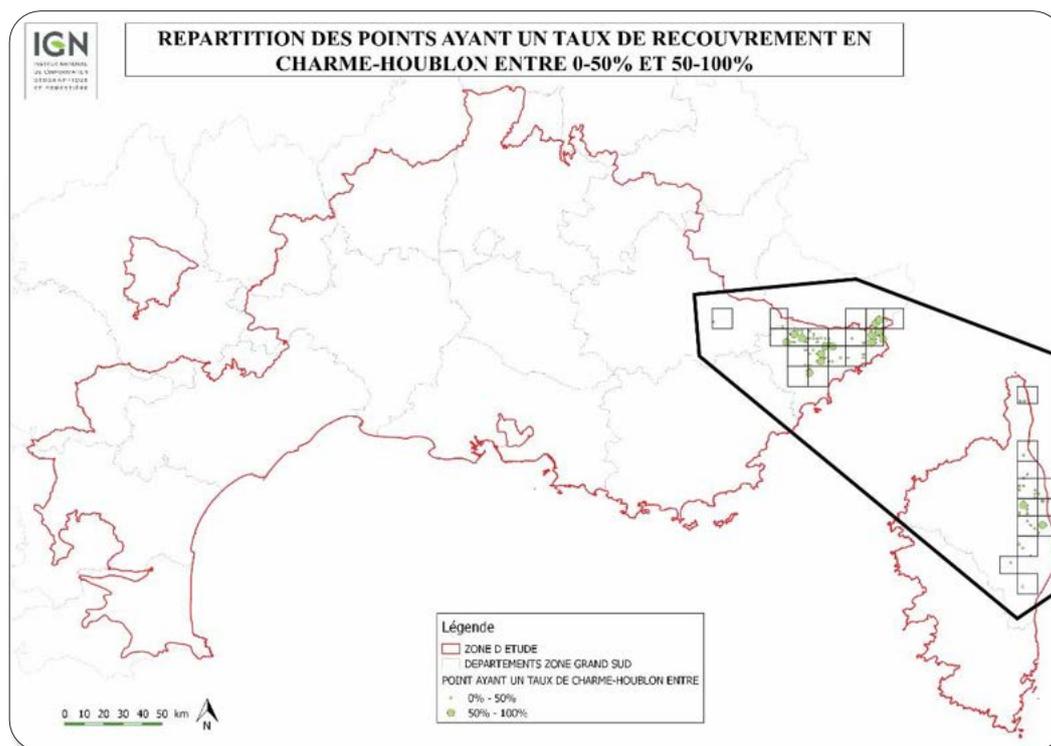


Figure 126 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>) et Zone d'occupation (maillages 10x10 km) des ostryaies en France métropolitaine (D'après IGN, 2016)

## ■ Critère C : Dégradation de l'environnement abiotique

### C.1 Modification d'une variable abiotique au cours des 50 dernières années

Il n'y a pas eu de dégradation environnementale majeure due à une modification de variable abiotique ayant réduit la capacité des ostryaies à conserver leur biote indigène caractéristique au cours des 50 dernières années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

### C.2a Modification d'une variable abiotique estimée au cours des 50 prochaines années

Il semble qu'aucun changement conséquent d'une variable abiotique pouvant réduire la capacité des ostryaies à conserver leur biote indigène ne puisse avoir lieu au cours des 50 prochaines années, mais aucune donnée ne peut confirmer cette assertion.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (DD).**

## C.2b Modification d'une variable abiotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

Il n'y a pas de dégradation environnementale majeure due à la modification de variables abiotiques qui puisse réduire la capacité des ostryaies à conserver leur biote indigène caractéristique sur une période de 50 incluant le passé, le présent et le futur.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

## C.3 Modification d'une variable abiotique depuis une référence historique (≈1750)

---

Il n'existe pas de données pour ce critère relatives à cette période de temps.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (DD).**

**L'écosystème « Ostryaies non riveraines » est évalué Préoccupation-Mineure (LC) selon le critère C.**

### ■ Critère D : Perturbation des processus et interactions biotiques

## D.1 Modification d'une variable biotique au cours des 50 dernières années

---

Les ostryaies non-riveraines auraient plutôt eu tendance à gagner du terrain sur d'autres types de peuplements pionniers ou post-pionniers, tels que les pinèdes à pins d'Alep, maritime ou sylvestre, au cours de ces 50 dernières années. Le volume sur pied du Charme-houblon a également été multiplié par 3 entre 1976 et 2002, passant de 130 000 m<sup>3</sup> à plus de 370 000 m<sup>3</sup> du fait de la maturation de ses peuplements.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (LC).**

## D.2a Modification d'une variable biotique estimée au cours des 50 prochaines années

---

La dynamique actuelle des ostryaies non-riveraines va probablement se poursuivre au cours des 50 prochaines années. Cependant, nous ne disposons pas de plus de données concernant l'évolution des processus et interactions biotiques au sein de l'écosystème permettant de renseigner ce sous-critère, tant par rapport aux seuils de superficie de l'écosystème que pour les seuils de sévérité relative.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

## D.2b Modification d'une variable biotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

De même que pour les sous-critères D2a nous ne disposons pas de données suffisantes pour attribuer une autre catégorie que DD à l'écosystème selon ce sous-critère.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (DD).**

## D.3 Modification d'une variable biotique depuis une référence historique (≈1750)

---

Au cours de ces 250 dernières années, les changements de paramètres biotiques ont sans doute été plutôt favorables aux ostryaies non-riveraines, du fait de la diminution de la pression d'exploitation des forêts les moins accessibles et de la déprise agricole (pâturage en forêt notamment). Toutefois, les données sont insuffisamment fiables pour appuyer cette assertion.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Préoccupation-Mineure (DD).**

**L'écosystème « Ostryaies non riveraines » est évalué Données-Insuffisantes (DD) selon le critère D.**

## ■ 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 Charme-houblon à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne française, qui soit capable de prendre en compte l'ensemble des facteurs pouvant conduire à cet effondrement.

L'écosystème « Ostryaies non riveraines méditerranéennes » est évalué **Données-Insuffisantes (DD)** selon le critère E.

## ■ Bilan de l'évaluation des Ostryaies non riveraines en France

Critère	Sous-critère	Statut
<b>A : Réduction de la distribution spatiale</b>	A.1 : 50 dernières années	LC
	A.2a : 50 prochaines années	DD
	A.2b : 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	LC
	A.3 : Depuis une référence historique (≈1750)	DD
<b>B : Distribution spatiale restreinte</b>	B1. Zone d'occurrence	LC
	B2. Zone d'occupation	LC
	B3. Nombre de localités	LC
<b>C : Dégradation de l'environnement abiotique</b>	C.1 50 dernières années	LC
	C.2a 50 prochaines années	DD
	C.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	LC
	C.3 Depuis une référence historique (≈1750)	DD
<b>D : Perturbation des processus et interactions biotiques</b>	D.1 50 dernières années	LC
	D.2a 50 prochaines années	DD
	D.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	D.3 Depuis une référence historique (≈1750)	DD
<b>E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème</b>		DD
<b>Statut de l'écosystème</b>	<b>LC</b>	

## ■ Fiabilité de l'évaluation

Médiocre (pas données de superficie fiables, peu de bibliographie, dires d'experts).

## ■ Évaluateur

Comité français de l'UICN (Magali Rossi, Aurélien Carré)



## Bilan et interprétation de l'évaluation

Les ostryaies non riveraines méditerranéennes présentes en France, dans les Alpes-Maritimes et en Corse, se trouvent pour la plupart dans des situations difficiles d'accès et ont rarement été exploitées, que ce soit pour leur bois ou pour le pâturage. Pourtant, et malgré leur intérêt écologique et leur dynamique particulière, ces boisements sont très peu documentés en France.

Grâce aux données de l'Inventaire Forestier et aux quelques études dédiées, la seule information probable est que les ostryaies non riveraines méditerranéennes sont en expansion depuis plusieurs décennies. Elles ont aussi pu gagner en maturité, de par le constat de l'important gain de volume sur pied du Charme-houblon.

Cet écosystème est évalué Préoccupation-mineure (LC) face à un risque d'effondrement en France, selon la méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN. Cependant, l'évaluation contient un certain nombre de catégories Données Insuffisantes (DD), notamment pour les critères C et D relatifs à l'environnement abiotique de l'écosystème et aux interactions entre ses diverses composantes.



## Références

**Barbéro M., 2003.** *Notice de la carte de la végétation du Parc National du Mercantour au 1/100 000, Répartition des séries dynamiques de la végétation dans le contexte biogéographique des Alpes-Maritimes et de la Haute-Provence*, Ecologia Mediterranea, n° 29, pp 217-246.

**Bardat J., Bioret F., Botineau M., Boulet V., Delpech R., Géhu J.-M., Touffet J., 2001.** *Prodrome des végétations de France*, MNHN, 143 p.

**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, 339 p + 423 p + CD.

**Bissardon M., Guibal L., Rameau J.-C., 1997.** *CORINE biotopes. Version originale. Types d'habitats français*, ENGREF, MNHN, 175 p.

**Davies C. E., Moss D., O Hill M., 2004.** *Eunis habitat classification revised 2004*, European Environment Agency, 307 p.

**IFN, 2004.** *Département des Alpes-Maritimes – Résultats du Troisième Inventaire Forestier (2002)*, Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche et des affaires rurales, 192p.

**IFN, 2006.** *Résultats du Troisième Inventaire Forestier – Département de Haute-Corse (2004) et de Corse-du-Sud (2003)*, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, 362p.

**IGN, 2016.** *Elaboration de cartes des peuplements et de cartogramme des espèces dans la zone d'étude de l'arc méditerranéen, statistiques sur la répartition, la quantification et la part de forêts anciennes de Cassini des peuplements étudiés*, Convention UICN-IGN.

**Keith D. A., Rodríguez J. P., Rodríguez-Clark K. M., Nicholson E., Aapala, K., Alonso A., Zambrano-Martínez S., 2013.** *Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems*. Plos one, 8(5), e62111.

**Lapraz G., 1983.** *Les ostryaies de l'ordre des Quercetalia pubescentis de l'arrière-pays de Nice et de Menton*, Bulletin de la Société Botanique de France, Lettres Botaniques, 130 :2, pp 137-152.

**Louvel J., Gaudillat V., Poncet, 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.

**Rameau J.-C., Mansion D., Dumé G., Gauberville C., 2008.** *Flore forestière française, Guide écologique illustré, Tome 3 : Région méditerranéenne*, Institut pour le Développement Forestier, 2426 p.

**Rossi M., Vallauri D., 2013.** *Évaluer la naturalité*, Guide pratique version 1.2. Rapport WWF France, 154 p.

## Ostryaies riveraines



### Présentation et distribution géographique

Les ostryaies riveraines sont des peuplements alluviaux de bois dur qui se structurent autour d'un nombre important d'espèces non méditerranéennes, favorisées par le relief et la présence de microclimats favorables.

Le Charme-houblon se trouve en France en limite de son aire de répartition biogéographique, centrée sur l'Italie. Les ostryaies riveraines sont ainsi présentes en France uniquement dans quelques ravins et vallons des Alpes-Maritimes, aux environs de Nice (**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**).



Figure 127 : Répartition géographique de l'habitat élémentaire 92A0.8 « Ostryaies à Mélèque à une fleur des vallons encaissés des Alpes-Maritimes » (Bensettiti et al., (coord), 2001)



## Classification

### ■ EUNIS / Corine Biotopes

Nous retenons pour l'écosystème « Ostryaies riveraines », l'unité présentée dans le Tableau 31.

**Tableau 31. Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Ostryaies riveraines » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013)**

Code	Intitulé	Description
G1.3	Forêts riveraines méditerranéennes	Formations riveraines d' <i>Alnus glutinosa</i> , localement d' <i>Alnus cordata</i> ou <i>Betula spp.</i> du bassin méditerranéen et de l'ouest de la péninsule Ibérique, souvent avec <i>Fraxinus angustifolia</i> et <i>Osmunda regalis</i> .
G1.34	Forêts galeries riveraines méditerranéennes à <i>Ostrya carpinifolia</i>	Forêts mésohygrophiles des Alpes sud-occidentales, confinées aux bords de petits cours d'eau dans des ravins profonds et, parfois, dans des vallées plus larges. Elles sont dominées par <i>Ostrya carpinifolia</i> , accompagné d' <i>Ulmus minor</i> , <i>Populus alba</i> , <i>Salix elaeagnos</i> , <i>Alnus glutinosa</i> , <i>Fraxinus ornus</i> , <i>Acer campestre</i> , <i>Acer opalus</i> , <i>Quercus pubescens</i> , <i>Tilia cordata</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Cornus sanguinea</i> , <i>Ligustrum vulgare</i> , <i>Laurus nobilis</i> , <i>Tamus communis</i> , <i>Hedera helix</i> , <i>Viola reichenbachiana</i> , <i>Euphorbia dulcis</i> , <i>Brachypodium sylvaticum</i> , <i>Melica uniflora</i> , <i>Carex pendula</i> , <i>Carex digitata</i> et du rare <i>Carex grioletii</i> .

Cette unité EUNIS correspond à l'unité 44.64 du Corine Biotope (Bissardon et al., 1997).

### ■ Types d'habitats d'intérêt communautaire (Bensettiti et al., (coord), 2001)

Les ostryaies riveraines correspondent au type d'habitat élémentaire 92A0-8 « Ostryaies à Mélisque à une fleur des vallons encaissés des Alpes Maritimes », inclus dans l'habitat générique 92A0 « Forêts galeries à *Salix alba* et *Populus alba* » définis au niveau européen dans le cadre de la Directive « Habitats-Faune-Flore ».

### ■ Classification phytosociologique (Bardat et al., 2004)

- **Classe** : *Quercus Fagetea*
  - **Ordre** : *Populetalia albae*
    - **Alliance** : *Populion albae*
      - **Sous-Alliance** : *Fraxino angustifoliae-Ulmenion minoris*

### ■ IUCN Habitats classification scheme (Version 3 .1)

Forêt tempérée.



## Description

La France se situe en limite d'aire de répartition des ostryaies, qui s'étendent principalement en Italie. De plus, si le Charme-houblon est également présent en Corse, ses formations riveraines ne se développeraient que dans quelques fonds de vallons des Alpes-Maritimes.

Les ostryaies riveraines sont des forêts de bois dur, structurées autour d'un nombre important d'espèces non méditerranéennes et qui se développent en haut des terrasses alluviales du lit majeur.

## ■ Biote indigène caractéristique

### Végétation

---

#### Essence dominante

Le Charme-houblon (*Ostrya carpinifolia*), aussi appelé Bois-de-fer, est un petit arbre (3-15 m) héliophile. Il s'agit d'une essence d'affinités orientales, indigène des montagnes d'Europe centrale et méditerranéennes.

#### Espèces associées

Les ostryaies riveraines constituent un stade mature des forêts riveraines. La strate arborée est dominée par le Charme houblon (*Ostrya carpinifolia*) ou le Chêne pubescent (*Quercus pubescens*), en mélange avec l'Erable champêtre (*Acer campestre*), l'Orme champêtre (*Ulmus minor*), l'Aulne glutineux (*Alnus glutinosa*) ou le Frêne à fleurs (*Fraxinus ornus*).

La strate arbustive est quant à elle très diversifiée et structurée autour du Cornouiller sanguin (*Cornus sanguinea*), du Troëne (*Ligustrum vulgare*), du Coronille arbrisseau (*Hippocrepis emerus*), de l'Aubépine monogyne (*Crataegus monogyna*), de la Clématite blanche (*Clematis vitalba*), du Noisetier (*Corylus avellana*) et du Cytise à feuilles sessiles (*Cytisophyllum sessilifolium*). La strate herbacée est également diversifiée et recouvrante et comprend notamment le Mélisque à une fleur (*Melica uniflora*), le Sanicle d'Europe (*Sanicula europaea*), la Laïche pendante (*Carex pendula*) ou encore la Sauge glutineuse (*Salvia glutinosa*).

## ■ Milieux physique

### Bioclimat et hydrologie

---

Les ostryaies riveraines se situent à faible altitude, entre 20 et 250 m seulement, mais toujours dans les stations fraîches des fonds de vallons et de ravins étroits (Bensettiti et al., (Coord) 2001). Elles se développent sur les plus hautes terrasses alluviales du lit majeur, relativement éloignées du cours d'eau et uniquement inondées lors des crues exceptionnelles.

### Sol

---

Les ostryaies riveraines sont installées sur des alluvions sableuses constamment humides qui peuvent provenir d'altérites siliceuses.

### Histoire et ancienneté

---

Il existe très peu d'informations concernant l'ancienneté de ces boisements riverains. Les ostryaies riveraines sont pourtant des peuplements de bois dur inféodés à des vallons et ravins peu accessibles et une large partie d'entre elles sont susceptibles de répondre à la définition d'une forêt ancienne.

## ■ Processus et interactions clés

### Dynamique de la végétation

---

La dynamique des ostryaies riveraines reste peu connue. Il est cependant probable que ces formations à bois dur représentent le stade final de la succession végétale riveraine et que le Charme-houblon, en mélange avec le Chêne pubescent, succède aux peuplements post-pionniers tels que les peupleraies blanches ou les aulnaies.

## Maturité et structure

La strate arborescente des ostryaies riveraines associe bien souvent le Charme houblon au Chêne pubescent, accompagnés des autres essences de bois dur tels que l'Orme champêtre, l'Érable champêtre ou l'Aulne glutineux. La strate arbustive est également très diversifiée du fait de la capacité de ces boisements à gagner en maturité.

La Figure 128 présente de manière schématique le fonctionnement global de l'écosystème, ainsi que l'impact des principales menaces identifiées ci-après.

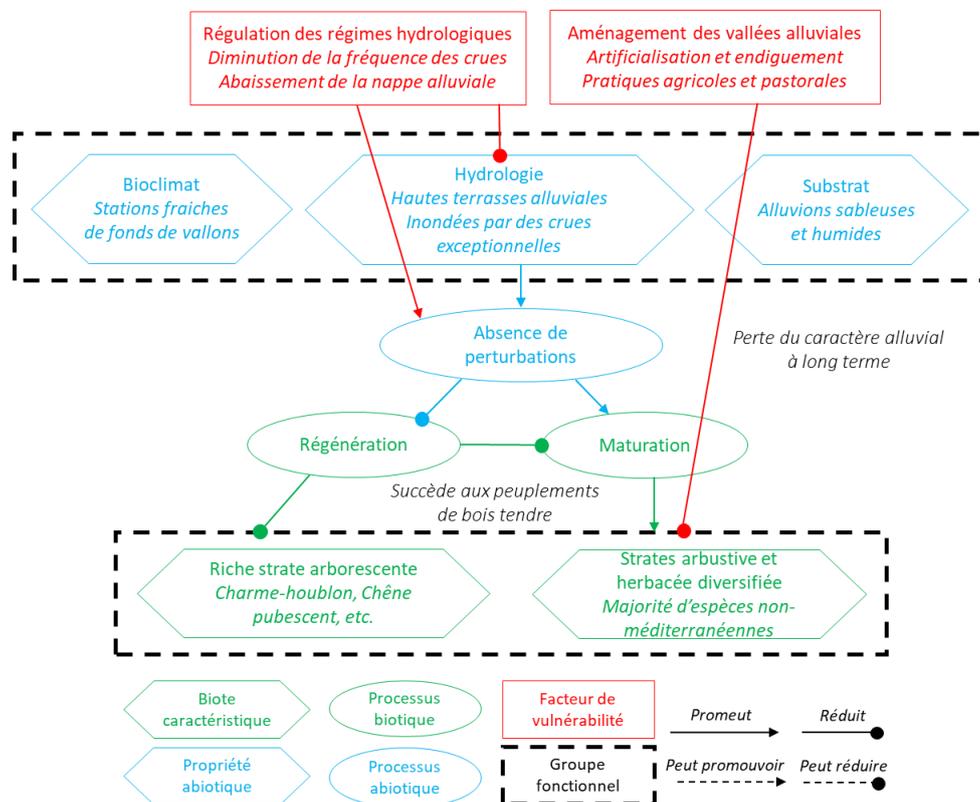


Figure 128 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées

### ■ Facteurs de vulnérabilité

#### Régulation de la dynamique hydrologique

L'encaissement des stations au sein desquelles se développent les ostryaies riveraines les protège de nombreux impacts anthropiques directs. Les risques d'abaissement du niveau des nappes souterraines ou de l'atténuation de leur fluctuation saisonnière, occasionnés par les infrastructures de régulation des crues réalisées sur les cours d'eau, en amont, sont cependant susceptibles d'entraîner une évolution vers des peuplements non alluviaux, plus largement dominés par le Chêne pubescent.



## Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015)

---

### ■ Critère A : Réduction de la distribution spatiale

#### A.1 : Réduction au cours des 50 dernières années

---

Les ostryaies riveraines se trouvent généralement dans des vallons et ravins peu accessibles et n'ont probablement pas connu d'importantes régressions au cours des 50 dernières années. Cependant aucune donnée ne permet d'en attester.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

#### A.2a : Réduction estimée au cours des 50 prochaines années

---

Bien qu'aucun facteur ne semble susceptible d'entraîner une réduction de la distribution des ostryaies riveraines à l'avenir, aucune donnée ne permet de quantifier ou d'estimer une probable régression au cours des 50 prochaines années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

#### A.2b : Réduction estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

**Comme pour les sous-critères A1 et A2a, ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

#### A.3 : Réduction depuis une référence historique (≈1750)

---

Aucune donnée historique ne permet de connaître l'évolution de la distribution des ostryaies riveraines depuis 1750.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

**L'écosystème « Ostryaies riveraines » est évalué Données-Insuffisantes (DD) selon le critère A.**

### ■ Critère B : Distribution spatiale restreinte

#### B.1 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>)

---

Si le Charme-houblon est présent sur le continent ainsi qu'en Corse (Figure 129), les formations riveraines seraient limitées aux Alpes-Maritimes. La zone d'occurrence des ostryaies riveraines serait ainsi inférieure à 20 000 km<sup>2</sup>.

#### B.2 : Zone d'occupation (maille 10x10 km)

---

La zone d'occupation de ces forêts riveraines serait inférieure au seuil maximal du critère B2 (50 mailles de 10x10 km) (Figure 129).

#### B.3 : nombre de localités

---

Le nombre de localités de cet écosystème est supérieur à 5 (seuil du critère B3).

#### Déclin continu ou menace imminente

---

Une zone d'occupation inférieure à 20 000 km<sup>2</sup> permettrait l'attribution de la catégorie En Danger (EN). Cependant, aucun déclin continu ne semble être constaté, que ce soit en termes de distribution, de qualité de l'environnement abiotique ou d'intégrité des interactions biotiques.

**L'écosystème « Ostryaies riveraines » est évalué Préoccupation-mineure (LC) selon le critère B.**

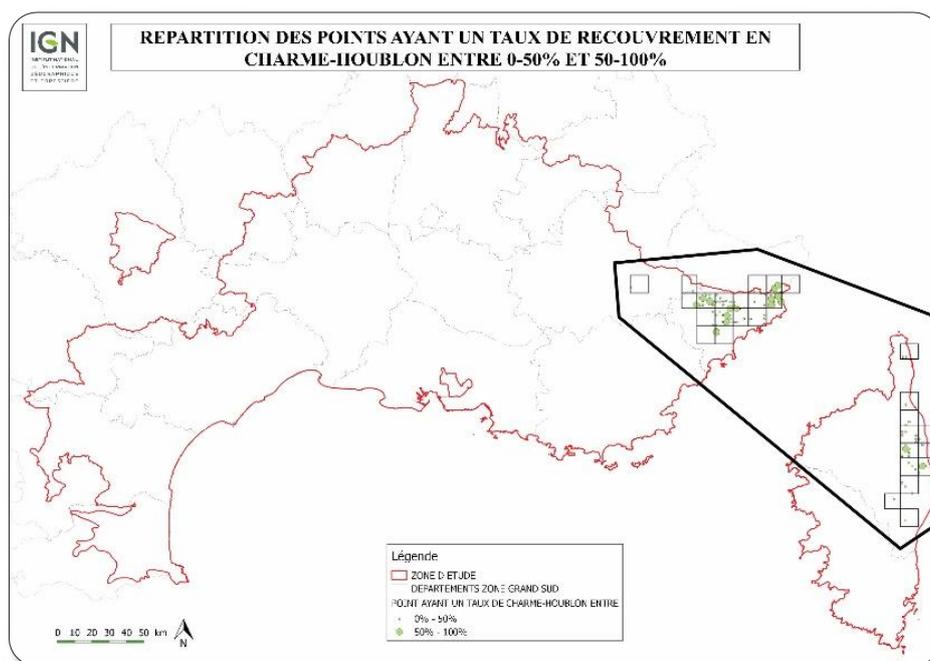


Figure 129 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) des des points de relevés des charme-houblons en France métropolitaine (D'après IGN, 2016)

## ■ Critère C : Dégradation de l'environnement abiotique

### C.1 Modification d'une variable abiotique au cours des 50 dernières années

Les ostryaies riveraines sont des forêts alluviales de bois dur et sont donc moins affectées par la modification anthropique des régimes hydrologiques des cours d'eau méditerranéens. Une certaine proportion de cet écosystème est cependant susceptible d'avoir été affectée par la régulation du niveau d'eau des nappes souterraines provoquée par la construction d'infrastructures de régulation des régimes de crues. La diminution de l'amplitude saisonnière du niveau des nappes souterraines a en effet pu favoriser la progression des essences les moins hygrophiles, notamment le Chêne pubescent, se substituant aux peuplements alluviaux de bois dur. Aucune donnée ne permet de quantifier ce phénomène à l'échelle de l'aire de distribution du Charme-houblon en France.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

#### C.2a Modification d'une variable abiotique estimée au cours des 50 prochaines années

Aucune donnée ne permet de quantifier ou d'estimer une modification de variable abiotique au cours des 50 prochaines années pour cet écosystème.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

#### C.2b Modification d'une variable abiotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

**Comme pour C1 et C2a, ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### C.3 Modification d'une variable abiotique depuis une référence historique (≈1750)

Aucune donnée ne permet de quantifier ou d'estimer une quelconque modification historique d'une ou de plusieurs variables abiotiques.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

**L'écosystème « Ostryaies riveraines » est évalué Données-Insuffisantes (DD) selon le critère C.**

## ■ Critère D : Perturbation des processus et interactions biotiques

### D.1 Modification d'une variable biotique au cours des 50 dernières années

---

Outre une concurrence accrue avec le Chêne pubescent et les autres essences de bois dur pouvant résulter de la perte du caractère alluvial de certaines ostryaies riveraines, cet écosystème semble relativement peu affecté par des modifications de variables abiotiques. Aucune donnée ne permet cependant d'en attester.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### D.2a Modification d'une variable biotique estimée au cours des 50 prochaines années

---

Aucune donnée ne permet d'évaluer l'évolution de la composition floristique des ostryaies riveraines au cours des 50 prochaines années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### D.2b Modification d'une variable biotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

**Comme pour D1 et D2a, ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### D.3 Modification d'une variable biotique depuis une référence historique (≈ 1750)

---

Aucune donnée ne permet de quantifier ou d'estimer une quelconque modification historique d'une ou de plusieurs variables biotiques au sein de cet écosystème.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

**L'écosystème « Ostryaies riveraines » est évalué Données-Insuffisantes (DD) selon le critère D.**

## ■ 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 ostryaies riveraines à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne française, qui soit capable de prendre en compte l'ensemble des facteurs pouvant conduire à cet effondrement.

**L'écosystème « Ostryaies riveraines » est évalué Données-Insuffisantes (DD) selon le critère E.**

## ■ Bilan de l'évaluation des Ostryaies riveraines en France

Critère	Sous-critère	Statut
<b>A : Réduction de la distribution spatiale</b>	A.1 : 50 dernières années	DD
	A.2a : 50 prochaines années	DD
	A.2b : 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	A.3 : Depuis une référence historique (≈1750)	DD
<b>B : Distribution spatiale restreinte</b>	B1. Zone d'occurrence	LC
	B2. Zone d'occupation	LC
	B3. Nombre de localités	LC
<b>C : Dégradation de l'environnement abiotique</b>	C.1 50 dernières années	DD
	C.2a 50 prochaines années	DD
	C.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	C.3 Depuis une référence historique (≈1750)	DD
<b>D : Perturbation des processus et interactions biotiques</b>	D.1 50 dernières années	DD
	D.2a 50 prochaines années	DD
	D.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	D.3 Depuis une référence historique (≈1750)	DD
<b>E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème</b>		DD
<b>Statut de l'écosystème</b>	<b>DD</b>	

## ■ Fiabilité de l'évaluation

Médiocre (peu de données disponibles quant à la description des composantes biotiques, abiotiques et du fonctionnement de ces écosystèmes et aucune donnée quantitative utilisable pour l'évaluation, pas de données de superficie ni de distribution, peu d'experts compétents sur ces forêts riveraines).

## ■ Évaluateur

Comité français de l'UICN (Magali Rossi, Aurélien Carré)



## Bilan et interprétation de l'évaluation

---

Les ostryaies riveraines sont des forêts de bois dur qui se développent en haut des terrasses alluviales du lit majeur. Probablement peu menacé en France, cet écosystème forestier reste très peu documenté. Il est par conséquent évalué Données-Insuffisantes (DD) en France selon la méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN, du fait des incertitudes concernant l'impact de la gestion des régimes fluviaux sur sa dynamique.



## Références

---

**Bardat J., Bioret F., Botineau M., Boulet V., Delpech R., Géhu J.-M., Touffet J., 2001.** *Prodrome des végétations de France*, MNHN, 143 p.

**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, 339 p + 423 p + CD.

**Bissardon M., Guibal L., Rameau J.-C., 1997.** *CORINE biotopes. Version originale. Types d'habitats français*, ENGREF, MNHN, 175 p.

**Davies C. E., Moss D., O Hill M., 2004.** *Eunis habitat classification revised 2004*, European Environment Agency, 307 p.

**IGN, 2016.** *Elaboration de cartes des peuplements et de cartogramme des espèces dans la zone d'étude de l'arc méditerranéen, statistiques sur la répartition, la quantification et la part de forêts anciennes de Cassini des peuplements étudiés*, Convention UICN-IGN.

**Louvel J., Gaudillat V., Poncet, 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.

**Rameau J.-C., Mansion D., Dumé G., Gauberville C., 2008.** *Flore forestière française, Guide écologique illustré, Tome 3 : Région méditerranéenne*, Institut pour le Développement Forestier, 2426 p.

# Saulaies riveraines méditerranéennes



## Présentation et distribution géographique

Les saulaies riveraines méditerranéennes se répartissent le long de l'ensemble des cours d'eau permanents de l'écorégion méditerranéenne. Ces peuplements sont probablement relativement fréquents, bien que constitués d'unités linéaires de faibles superficies. Nous ne disposons cependant d'aucune donnée quantitative précise quant aux stations occupées ou aux superficies couvertes.

L'évaluation communautaire réalisée en 2012 par le Service du patrimoine naturel du Museum national d'histoire naturelle (SPN/MNHN) a évalué la répartition de l'habitat 92A0 « Forêts galeries à *Salix alba* et *Populus alba* » à environ 72 700 km<sup>2</sup> et sa distribution à 58 500 km<sup>2</sup> (585 mailles de 10 x 10 km) (Figure 130 ; Tableau 32). Cet habitat générique inclue cependant les saulaies, peupleraies, aulnaies, ormaies et ostryaies méditerranéennes riveraines évaluées dans ce chapitre, pour une superficie pouvant être estimée à 127 565 ha (Tableau 32).

**Tableau 32. Estimation de la superficie occupée par l'habitat 92A0 dans l'écorégion méditerranéenne française (d'après l'évaluation communautaire réalisée par V.Parmaïn en 2013)**

Région administrative	Surface de l'habitat 92A0 en zone Natura 2000 (ha)	% de superficie en zone Natura 2000	Estimation de la superficie de l'habitat 92A0 (ha)
Corse	1460	13 %	11 155
Languedoc-Roussillon	6750	18 %	36 895
Midi Pyrénées	5	7 %	105
PACA	16725	27 %	62 520
Rhône-Alpes	1575	9 %	16 890
Écorégion méditerranéenne	<b>26 515 (265 km<sup>2</sup>)</b>		<b>127 565 (1 275 km<sup>2</sup>)</b>

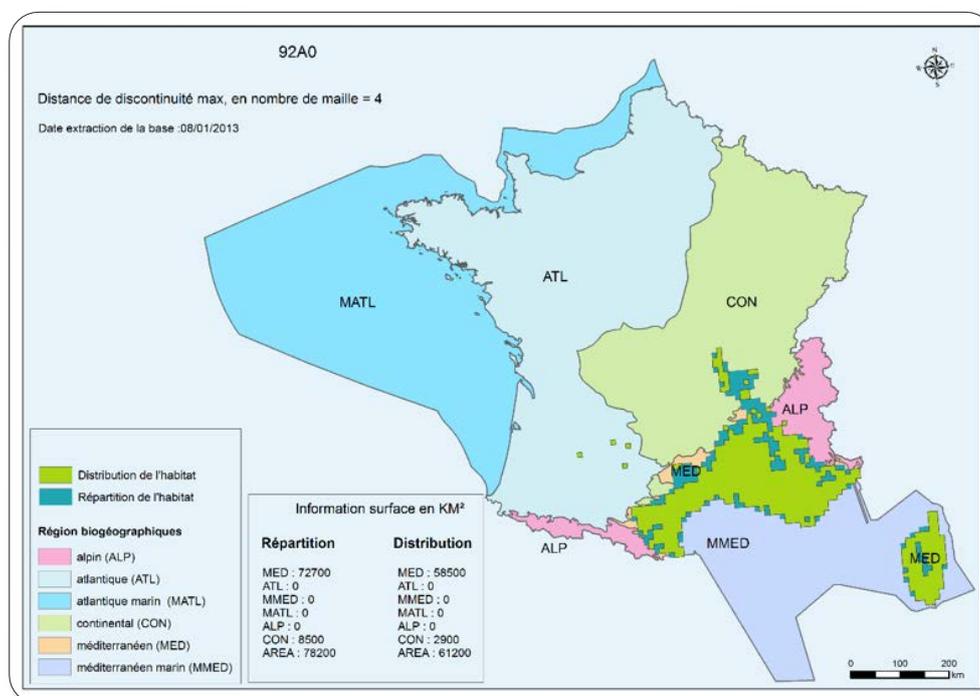


Figure 130 : Répartition et distribution de l'habitat 92A0 « Forêts galeries à *Salix alba* et *Populus alba* » (Evaluation communautaire, 2012)



### ■ EUNIS / Corine Biotopes

Nous retenons pour l'écosystème « Saulaies riveraines méditerranéennes » les unités présentées dans le Tableau 33.

**Tableau 33. Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Saulaies méditerranéennes » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013)**

Code	Intitulé	Description
G1.1	Forêts riveraines et forêts galeries, avec dominance d' <i>Alnus</i> , <i>Populus</i> ou <i>Salix</i>	Bois riverains des zones boréales, boréonémorale, némorale, subméditerranéenne et steppique. Composés d'une ou quelques espèces dominantes, notamment <i>Alnus</i> , <i>Betula</i> , <i>Populus</i> ou <i>Salix</i> . Cette unité comprend les bois dominés par les Saules à petites feuilles <i>Salix alba</i> , <i>Salix elaeagnos</i> , <i>Salix purpurea</i> , <i>Salix viminalis</i> dans toutes les zones, même méditerranéenne.
G1.11 pro parte	Saulaies riveraines	Formations arbustives ou arborescentes d'espèces du genre <i>Salix</i> bordant les cours d'eau et soumises à des inondations périodiques et constituées sur des substrats alluvionnaires récents. Les saulaies arborescentes plus hautes représentent souvent la ceinture suivante, plus à l'intérieur des terres, dans les successions riveraines des forêts planitiaires des régions némorale occidentale, némorale orientale et chaude à tempérée humide. Elles constituent aussi une partie importante des systèmes riverains moins diversifiés des zones steppique, méditerranéenne et désertique froide.
G1.112	Forêts galeries méditerranéennes à grands <i>Salix</i>	Formations de Saules arborescents bordant les cours d'eau des régions méditerranéennes d'Eurasie occidentale, à ceinture ou faciès dominé par le Saule avec Peuplier, Frêne et Orme.
G1.1121	Forêts galeries méditerranéennes à Saule blanc	Forêts riveraines du bassin méditerranéen dominées par <i>Salix alba</i> , <i>Salix fragilis</i> ou par des espèces apparentées.
G1.1122	Bois riverains à Saule à feuilles d'olivier et Saule cendré	Bois de Saules arborescents, physionomiquement dominés par <i>Salix atrocinerea</i> ou <i>Salix cinerea</i> , se formant, dans les étages thermo, méso ou supraméditerranéen sur les rives des cours d'eaux lents. Des bois semblables occupent des dépressions marécageuses (unité F9.2).

Cette unité EUNIS correspond à l'unité 44.14 de Corine Biotope (Bissardon et al., 1997). Les saulaies à *Salix alba* médio-européennes (G1.111) seront traitées dans un chapitre ultérieur.

### ■ Types d'habitats d'intérêt communautaire (Bensettiti et al., (coord), 2001)

Les saulaies riveraines méditerranéennes correspondent à l'habitat élémentaire 92A0-1 « Saulaies blanches à Aulne blanc », inclus dans l'habitat générique 92A0 « Forêts galeries à *Salix alba* et *Populus alba* », définis au niveau européen dans le cadre de la Directive « Habitats-Faune-Flore ».

### ■ Classification phytosociologique (Bardat et al., 2004)

- **Classe** : *Salicetea purpureae*
  - **Ordre** : *Salicetalia albae*
    - **Alliance** : *Salicion albae*

## ■ IUCN Habitats classification scheme (Version 3 .1)

Forêt tempérée.



### Description

---

Les saulaies riveraines représentent les stades pionniers des peuplements riverains de cours d'eau permanents, inféodées à l'espace de liberté du lit majeur. La dynamique de cet écosystème est ainsi principalement régie par les régimes de crues et d'inondations, qui assurent leur régénération.

### ■ Biote indigène caractéristique

#### Végétation

---

##### Essences dominantes

Les espèces de saules présentes en région méditerranéenne française sont de souche médio-européenne. En effet, aucun des saules du groupe *pedicellata*, considérés comme réellement méditerranéens, n'ont été identifiés en France (Quézel et Médail, 2003).

Les saulaies méditerranéennes sont ainsi majoritairement des saulaies blanches, dominées par le Saule blanc (*Salix alba*) (Figure 131 **Erreur ! Aucun nom n'a été donné au signet.**). Cet arbre pionnier d'une faible longévité (100 ans) peut néanmoins atteindre une hauteur de 25 à 50 mètres si les conditions permettent l'atteinte de stades matures (Piégay et al., 2003 ; Rameau et al., 2008).

Le Saule blanc peut être accompagné par l'Aulne blanc (*Alnus incana*) en amont ou par l'Aulne glutineux (*Alnus glutinosa*) en aval. Le Peuplier blanc (*Populus alba*) est également présent et son caractère dominant s'affirme à mesure que le peuplement vieillit. La diversité de ligneux dans la saulaie riveraine est cependant faible et souvent inférieure à 5 espèces.



Figure 131 : Saulaies arborescentes à *Salix alba* (© A. Lagrave)

##### Espèces associées

Sous ces peuplements arborés se développe une flore relativement dense, dominée par des espèces héliophiles comme la ronce *Rubus ulmifolius*, le Corroyère à feuilles de myrte (*Coriaria myrtifolia*) ou la Saponaire officinale (*Saponaria officinalis*) et des espèces hygrophiles, telles *Poa trivialis*, *Rumex conglomeratus*, *Polygonum lapathifolium*, *Lysimachia vulgaris*, ou *Lycopus europaeus* (Tchou, 1948). La saulaie méditerranéenne est également caractérisée par la présence de la Laïche penchée (*Carex pendula*), l'Iris faux-acore (*Iris pseudacorus*) et la Lysimaque commune (*Lysimachia vulgaris*).

Il existe également des saulaies riveraines constituées de saules buissonnants tels le Saule cendré (*Salix cinerea* L.), le Saule pourpre (*Salix purpurea*), le Saule des vanniers (*Salix viminalis*) ou encore le Saule drapé (*Salix eleagnos*), qui se retrouvent plutôt sur les rives de cours d'eaux lents et les bras morts colmatés par des limons.

#### Faune

---

Les saulaies riveraines représentent un des habitats de prédilection du Castor d'Europe (*Castor fiber*), inscrit sur l'annexe II de la Directive Habitats et évalué Quasi-menacé (NT) en France sur la liste rouge des espèces menacées de l'UICN (UICN France et al, 2009).

## ■ Milieu physique

### Bioclimat et hydrologie

Les saulaies riveraines méditerranéennes se trouvent principalement aux étages bioclimatiques méso et supraméditerranéens (Figure 132), au sein du lit majeur mais en bordure immédiate du cours d'eau.

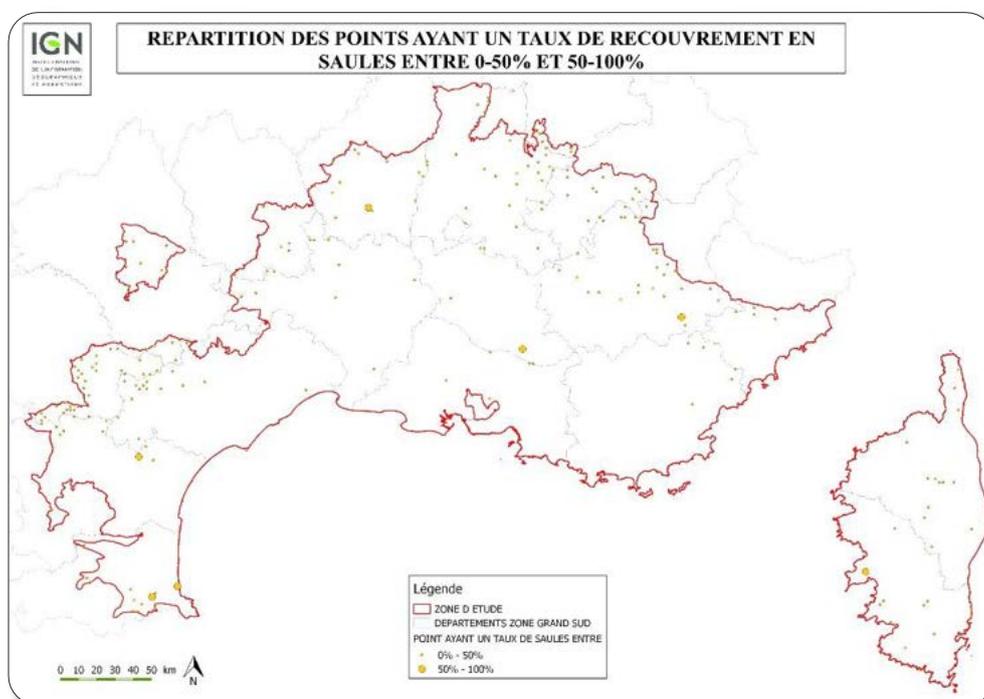


Figure 132 : Localisation des relevés IFN avec taux de recouvrement de Saules entre 0-50 % et entre 50-100 % dans l'écorégion méditerranéenne française (IGN, 2016)

Ces peuplements riverains sont les plus dépendants des régimes de crues car ils correspondent aux premiers stades boisés des formations végétales rivulaires. Ce sont également les plus directement connectés avec une nappe d'eau souterraine, permanente et plus ou moins superficielle, capable d'engorger les sols de manière temporaire.

### Sols

Les saulaies riveraines se situent au plus bas niveau topographique des rives de cours d'eau et se développent sur des sols le plus souvent composés de sédiments fins, limoneux à sablo-limoneux, et quasiment dépourvus d'horizons du fait de la récurrence des crues.

### Histoire et ancienneté

Les peuplements riverains sont très fortement soumis aux dynamiques hydrologique et sédimentaire des cours d'eau au bord desquels ils s'implantent. Les peuplements pionniers que sont les saulaies riveraines le sont d'autant plus qu'ils se trouvent en bordure immédiate du cours d'eau, ils sont donc davantage soumis aux phénomènes de mobilité du lit majeur et d'instabilité des grèves auxquels ils sont inféodés mais surtout aux destructions causées par les inondations. La présence de ces peuplements à faible longévité indique de fait des espaces récemment boisés, l'absence de perturbations entraînant une évolution vers les stades de bois dur.

## ■ Processus et interactions clés

### Dynamique de la végétation

Les peuplements riverains dominés par les espèces du genre *Salix* sont des peuplements pionniers dont la dynamique de colonisation est régie par les crues saisonnières. En effet, dès la première année suivant une crue ayant détruit la ripisylve, les semis de saules commencent à se développer au milieu des espèces annuelles pionnières qui avaient auparavant colonisé les alluvions les plus récentes et les grèves (bidents, chénopodes, etc.). Au cours des années suivantes, le piégeage des alluvions fines (sables et limons) apportées par des crues moins dévastatrices permet au milieu de se dégager de conditions de vie aquatique et aux jeunes semis de constituer des fourrés arbustifs, réduisant peu à peu la place des herbacées vivaces.

Au fur et à mesure que la saulaie vieillit, le sol continue de s'exhausser et, au bout d'une à deux décennies, les fourrés évoluent vers des futaies régulières. L'érosion des berges peut alors détruire une partie des peuplements, tandis que de nouveaux colonisent des alluvions plus récentes : l'écosystème est ainsi composé d'une mosaïque de petits patchs de futaies régulières ou de fourrés de saules (Pont, 2007).

La séquence dynamique conduisant à la dominance d'espèces de bois dur peut durer une trentaine d'années, à mesure que la sédimentation élève le substrat par rapport au niveau du cours d'eau. Cependant, à tout moment de nouvelles crues peuvent ramener le peuplement riverain à un stade antérieur, voir au stade de départ, soit à un milieu alluvionnaire dépourvu de végétation.

### Maturité et structure

Les saulaies riveraines sont des peuplements généralement jeunes du fait de la récurrence de crues, ayant au maximum 20 à 30 ans. Ces peuplements se présentent sous forme de fourrés arbustifs pour les plus petites espèces, ou de futaie pour les espèces arborées. Ils sont alors bien souvent réguliers et monostrates. La canopée peut parfois être jointe au-dessus du cours d'eau, donnant à la saulaie riveraine l'aspect d'une forêt galerie.

La saulaie blanche de l'île de Saxy, située sur le Rhône en amont d'Arles, est un des rares exemples de saulaie méditerranéenne fonctionnelle. Quelques ormes et peupliers noirs se mêlent aux saules dans la strate arborescente (Schnitzler, 2014).

La Figure 133 présente de manière schématique le fonctionnement global de l'écosystème, ainsi que l'impact des principales menaces identifiées ci-après.

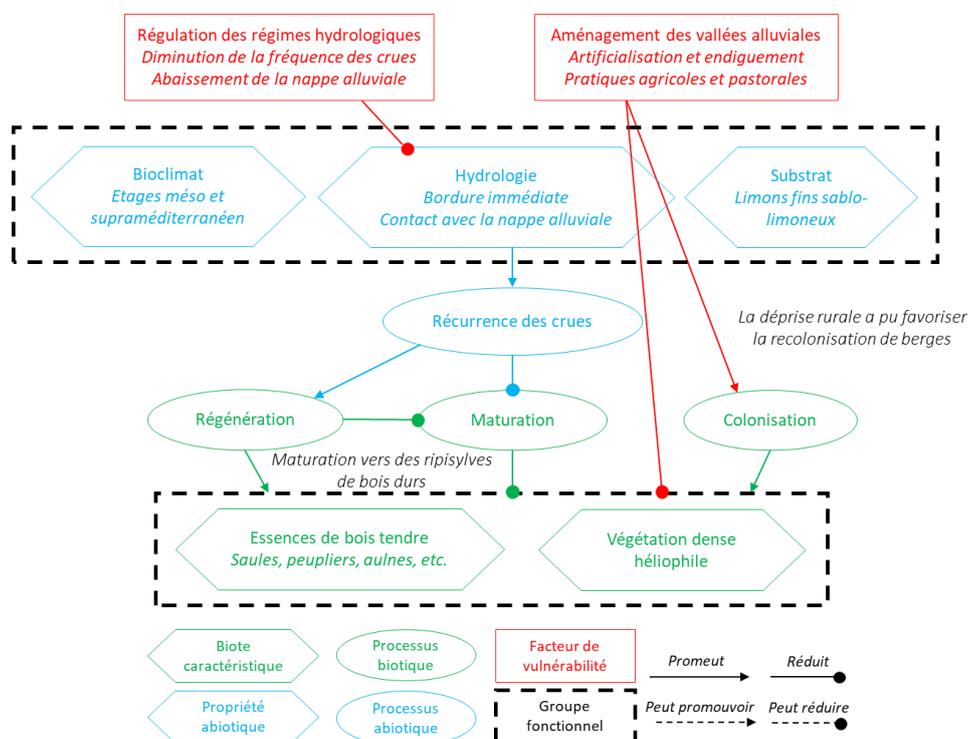


Figure 133 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées

## ■ Facteurs de vulnérabilité

### Régulation de la dynamique hydrologique

---

Le principal facteur régissant le fonctionnement de la saulaie méditerranéenne est la dynamique fluviale, notamment les régimes de crues et d'inondations qui permettent de régénérer ces peuplements pionniers. La modification de cette dynamique du fait d'infrastructures permettant de réguler les débits des cours d'eau est alors susceptible de conduire ces écosystèmes à l'effondrement, par évolution des communautés végétales vers des peuplements de bois dur sans que de nouveaux espaces soient laissés libres pour la colonisation par les saules.

L'endiguement des grands cours d'eau a également entraîné par endroit un abaissement du niveau des nappes alluviales souterraines, mais surtout un amortissement important de l'amplitude de leur battement saisonnier. Dans certains secteurs de la plaine du Rhône par exemple, l'amplitude du battement de la nappe alluviale est ainsi passée de 5-6 mètres avant aménagements à moins de 2 mètres actuellement (Bravard et Clémens, 2008). Ceci concourt également à l'évolution des peuplements riverains pionniers vers des stades de bois dur.

### Destructions anthropiques

---

Moins impactés par les activités anthropiques que d'autres types de forêts alluviales du fait de leur situation topographique, les saulaies méditerranéennes peuvent cependant être menacées par l'exploitation des gravières souvent créées en lieu et place de ces peuplements. Les prélèvements en bordure directe de cours d'eau sont cependant actuellement interdits.



## Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015)

---

### ■ Critère A : Réduction de la distribution spatiale

#### A.1 : Réduction au cours des 50 dernières années

---

Les saulaies riveraines forment un écosystème pionnier dont la distribution peut être relativement variable au cours du temps, en lien avec la dynamique des cours d'eau en bordure desquels elles se développent. Situés au plus près du lit mineur, ces peuplements forestiers ont été peu confrontés aux phénomènes d'artificialisation des plaines alluviales, contrairement aux formations forestières situées plus loin du cours d'eau. Ce sont ainsi principalement la maîtrise des régimes hydrologiques, ainsi que l'abaissement et la régulation des niveaux des nappes alluviales qui sont susceptibles d'entraîner une réduction de la distribution des saulaies riveraines à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne.

Le nombre de grands cours d'eau et de fleuves présentant des débits régulés a pu considérablement augmenter en région méditerranéenne française au cours des 50 dernières années, avec pour conséquence un abaissement et une régulation des niveaux des nappes alluviales qui leurs sont liés. Ces aménagements ont alors favorisé de ce fait l'évolution des forêts riveraines vers des stades de bois durs. Cependant, la plupart des petits et moyens cours d'eau méditerranéens permanents ou temporaires permettent toujours le développement des saulaies, même si aucune donnée quantitative ne permet d'argumenter cette hypothèse.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

#### A.2a : Réduction estimée au cours des 50 prochaines années

---

Aucune donnée ne permet de quantifier la probable réduction des saulaies riveraines méditerranéennes au cours des 50 prochaines années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

## A.2b : Réduction estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

Il est possible que la distribution des saulaies méditerranéennes connaisse actuellement une réduction du fait de la maîtrise des débits des cours d'eau, de l'intensification des prélèvements des eaux courantes et souterraines et de la diminution des précipitations estivales. Cependant, aucune donnée ne permet de quantifier cette réduction.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

## A.3 : Réduction depuis une référence historique (≈1750)

---

C'est principalement au cours des deux derniers siècles qu'ont été entrepris de grands travaux d'aménagement des cours d'eau en France, notamment en région méditerranéenne, en vue de maîtriser leurs débits et de limiter les inondations. Ces modifications locales ou globales des régimes hydrologiques ont alors mécaniquement pu réduire l'étendue des stations potentielles des saulaies riveraines méditerranéennes en plus des destructions directes de ces peuplements, causées par l'aménagement des berges ou l'exploitation de gravières. Il semblerait pourtant que « *la fréquence moyenne des crues exceptionnelles des grands fleuves n'a guère changé au cours des quatre derniers siècles* » en Europe (Lemarchand *et al.*, 2005). Aucune donnée historique ne permet cependant d'évaluer la réduction de la distribution des saulaies riveraines méditerranéennes, bien qu'elle n'atteigne probablement pas 50 % depuis 1750.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

**L'écosystème « saulaies riveraines méditerranéennes » est évalué Données-Insuffisantes (DD) selon le critère A.**

### ■ Critère B : Distribution spatiale restreinte

#### B.1 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>)

---

La zone d'occurrence des saulaies riveraines méditerranéennes est supérieure au seuil maximal du critère B1 (50 000 km<sup>2</sup>) (Figure 134).

#### B.2 : Zone d'occupation (maille 10x10 km)

---

Leur zone d'occupation est également probablement supérieure au seuil de 50 mailles de 10x10 km du critère B2 (Figure 134).

#### B.3 : nombre de localités

---

Le nombre de localités de cet écosystème est supérieur à 5 (seuil du critère B3).

### Déclin continu ou menace imminente

---

Si la plupart des petits et moyens cours d'eau méditerranéens permanents ou temporaires restent favorables au développement des saulaies riveraines, cet écosystème est tout de même susceptible de connaître un déclin continu de la qualité de leur environnement physique. Cette dégradation environnementale est liée à la maîtrise des débits et des régimes hydrologiques des cours d'eau dont la conséquence est la diminution du nombre de crues capables d'entraîner un retour au stade initial de la dynamique des forêts riveraines. Les peuplements à bois tendres que sont les saulaies riveraines évoluent alors vers des peuplements de bois durs, sans qu'une colonisation de nouveaux espaces rivulaires ne soit possible.

**L'écosystème « saulaies riveraines méditerranéennes » est évalué Préoccupation-mineure (LC) selon le critère B.**

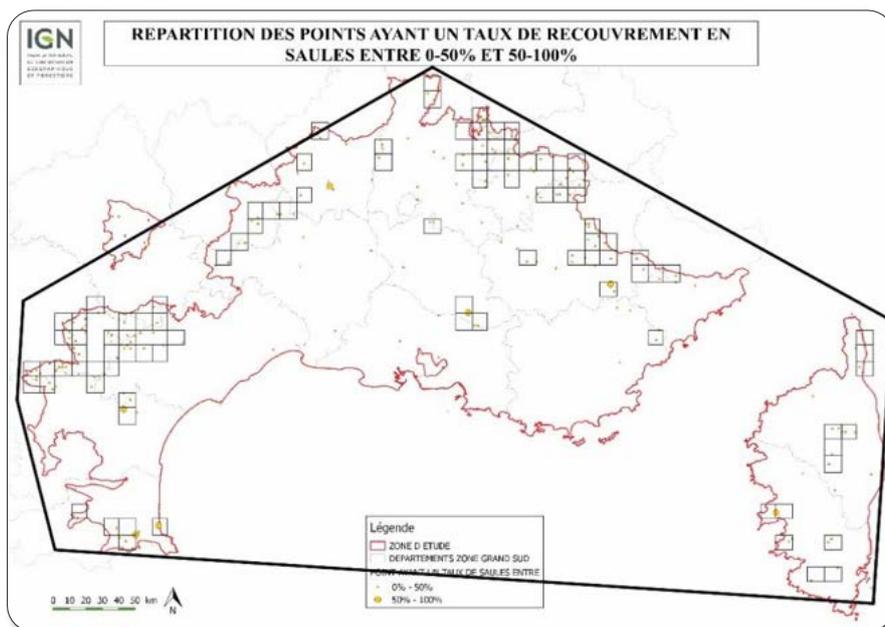


Figure 134 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) des points de relevés de saules en région méditerranéenne française (D'après IGN, 2016)

## ■ Critère C : Dégradation de l'environnement abiotique

### C.1 Modification d'une variable abiotique au cours des 50 dernières années

Il n'existe aucune donnée quantitative à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne, ni même concernant un échantillon représentatif de saulaies riveraines méditerranéennes, relative à l'évolution de la récurrence des crues ou des niveaux piézométriques des nappes alluviales au cours des 50 dernières années, principales variables abiotiques dont la modification peut entraîner cet écosystème vers l'effondrement. Il semblerait cependant que ces niveaux piézométriques aient pu baisser, parfois significativement, en lien avec l'endiguement des cours d'eau et l'urbanisation des plaines alluviales (Nofal, 2014).

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### C.2a Modification d'une variable abiotique estimée au cours des 50 prochaines années

Il n'existe aucune donnée quantitative à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne, ni même d'estimation issues de travaux de modélisations numériques, concernant l'évolution de la récurrence des crues au cours des 50 prochaines années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### C.2b Modification d'une variable abiotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

**De même que pour les critères C.1 et C.2a, nous retenons la catégorie Données-Insuffisantes (DD) pour ce sous-critère.**

### C.3 Modification d'une variable abiotique depuis une référence historique (≈1750)

D'après des études historiques menées sur la Durance, il semblerait que les XVIII<sup>e</sup> et XIX<sup>e</sup> siècles aient été marqués par une morphogénèse des cours d'eau très active, du fait de conditions climatiques particulièrement dégradées et d'une intense occupation humaine des bassins versants, notamment une importante déforestation des reliefs. Le début du XX<sup>e</sup> siècle représente quant à lui une période d'accalmie climatique et de déprise rurale ayant entraîné une diminution de la fréquence des crues et une nette reforestation des bassins versants, avec pour conséquences la contraction des lits mineurs et le développement de la végétation rivulaire. Ce n'est alors que depuis les années 1950 que les aménagements fluviaux auraient « mis un terme au fonctionnement naturel du système fluvial » (Miramont et Guilbert, 1997).

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

L'écosystème « saulaies riveraines méditerranéennes » est évalué **Données-Insuffisantes (DD)** selon le critère C.

## ■ Critère D : Perturbation des processus et interactions biotiques

### D.1 Modification d'une variable biotique au cours des 50 dernières années

---

Il n'existe aucune donnée quantitative à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne, ni même concernant un échantillon représentatif de saulaies riveraines méditerranéenne, concernant l'évolution de la composition des boisements riverains à bois tendre et notamment de l'évolution du caractère dominant du Saule blanc au cours des 50 dernières années. En effet, une faible morphogénèse des cours d'eau favorise le développement de la végétation rivulaire mais, la saulaie riveraine étant un peuplement pionnier, celui-ci n'est que transitoire dans la dynamique de cette végétation.

Les ripisylves sont également des milieux très propices à l'implantation d'espèces envahissantes. Mais bien que les espèces envahissantes en milieu rivulaire méditerranéen soient identifiées, aucune donnée ne permet d'évaluer l'étendue qu'elles ont colonisé tout comme l'intensité des perturbations qu'elles occasionnent.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### D.2a Modification d'une variable biotique estimée au cours des 50 prochaines années

---

Il n'existe aucune donnée permettant d'estimer la composition des forêts riveraines à bois tendre d'ici 50 ans.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### D.2b Modification d'une variable biotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

**De même que pour les critères D.1 et D.2a, nous retenons la catégorie Données-Insuffisantes (DD) pour ce sous-critère.**

### D.3 Modification d'une variable biotique depuis une référence historique (≈ 1750)

---

Les saulaies riveraines méditerranéennes auraient pu bénéficier, dans un premier temps, de la diminution de la morphogénèse des cours d'eau méditerranéens. Pourtant, ces peuplements pionniers ne peuvent se pérenniser en l'absence de perturbations. Il est cependant impossible, au vu des données existantes, d'évaluer de manière quantitative l'évolution historique de la composition des forêts riveraines de bois tendre.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

L'écosystème « saulaies riveraines méditerranéennes » est évalué **Données-Insuffisantes (DD)** selon le critère D.

## ■ 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 chênes verts à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne française, qui soit capable de prendre en compte l'ensemble des facteurs pouvant conduire à cet effondrement.

L'écosystème « saulaies riveraines méditerranéennes » est évalué **Données-Insuffisantes (DD)** selon le critère E.

## ■ Bilan de l'évaluation des saulaies riveraines méditerranéennes en France

Critère	Sous-critère	Statut
<b>A : Réduction de la distribution spatiale</b>	A.1 : 50 dernières années	DD
	A.2a : 50 prochaines années	DD
	A.2b : 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	A.3 : Depuis une référence historique (≈1750)	DD
<b>B : Distribution spatiale restreinte</b>	B1. Zone d'occurrence	LC
	B2. Zone d'occupation	LC
	B3. Nombre de localités	LC
<b>C : Dégradation de l'environnement abiotique</b>	C.1 50 dernières années	DD
	C.2a 50 prochaines années	DD
	C.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	C.3 Depuis une référence historique (≈1750)	DD
<b>D : Perturbation des processus et interactions biotiques</b>	D.1 50 dernières années	DD
	D.2a 50 prochaines années	DD
	D.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	D.3 Depuis une référence historique (≈1750)	DD
<b>E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème</b>		DD
<b>Statut de l'écosystème</b>	<b>DD</b>	

## ■ Fiabilité de l'évaluation

Médiocre (données robustes quant à la description des composantes biotiques, abiotiques et du fonctionnement de ces écosystèmes mais aucune donnée quantitative utilisable pour l'évaluation, pas de données de superficie ni de distribution, dires d'experts).

## ■ Évaluateur

Comité français de l'UICN (Magali Rossi, Aurélien Carré)



## Bilan et interprétation de l'évaluation

---

Les saulaies riveraines représentant les stades pionniers des peuplements riverains, l'altération anthropique de la dynamique fluviale des cours d'eau méditerranéens (régulation des débits et des régimes d'inondations) a pu fortement favoriser les mécanismes de succession des communautés végétales rivulaires, aux dépens de ces formations pionnières.

Si cet écosystème a probablement régressé, et en particulier au cours des 50 dernières années, aucune donnée quantifiée ne permet d'évaluer cette probable régression. Les saulaies riveraines méditerranéennes sont par conséquent évaluées Données-Insuffisantes (DD) en France, selon la méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN. Les saulaies riveraines sont cependant des peuplements pionniers très dynamiques qui ont pu, dans un premier temps, bénéficier de la déprise agricole des vallées alluviales et de la stabilisation des rives liée à la régulation des débits.



## Références

---

- Bardat J., Bioret F., Botineau M., Boulet V., Delpech R., Géhu J.-M., Touffet J., 2001.** *Prodrome des végétations de France*, MNHN, 143 p.
- 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, 339 p + 423 p + CD.
- Bissardon M., Guibal L., Rameau J.-C., 1997.** *CORINE biotopes. Version originale. Types d'habitats français*, ENGREF, MNHN, 175 p.
- Bravard J.-P., Clémens A., 2008.** *Le Rhône en 100 questions*, Zone Atelier Bassin du Rhône, 25p.
- Davies C. E., Moss D., O Hill M., 2004.** *Eunis habitat classification revised 2004*, European Environment Agency, 307 p.
- IGN, 2016.** *Elaboration de cartes des peuplements et de cartogramme des espèces dans la zone d'étude de l'arc méditerranéen, statistiques sur la répartition, la quantification et la part de forêts anciennes de Cassini des peuplements étudiés*, Convention UICN-IGN.
- Lemarchand F., Normand M., Amoros C., 2005.** *Les crues*, La Recherche n°384, pp 73-77.
- Louvel J., Gaudillat V., Poncet, 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.
- Miramont C. et Guilbert X., 1997.** *Variations historiques de la fréquence des crues et évolution de la morphogenèse fluviale en moyenne Durance (France du Sud-Est)*, Géomorphologie : relief, processus, environnement, Vol.3, n°4, pp 325-337.
- Nofal S., 2014.** *Étude du fonctionnement hydrodynamique de la nappe alluviale d'Avignon*, Thèse de l'Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse, 189p.
- Piégay H., Pautou G., Ruffinoni C., 2003.** *Les forêts riveraines des cours d'eau – écologie, fonctions et gestion*, Institut pour le Développement Forestier, 464p.
- Pont B., 2007.** *Les forêts alluviales des grands cours d'eau*, Les Cahiers techniques de Rhône-Alpes, 23 p.
- Rameau J.-C., Mansion D., Dumé G., Gauberville C., 2008.** *Flore forestière française, Guide écologique illustré, Tome 3 : Région méditerranéenne*, Institut pour le Développement Forestier, 2426 p.
- Tchou Y.-T., 1948.** *Études écologiques et phytosociologiques sur les forêts riveraines du Bas-Languedoc (Populetum albae). Troisième partie, Vegetation*, 1, pp 347–384.
- UICN France, MNHN, SFEPM et ONCFS 2009.** *La Liste rouge des espèces menacées en France – Chapitre Mammifères de France métropolitaine*, Paris, France.

# Peupleraies riveraines méditerranéennes



## Présentation et distribution géographique

Les peupleraies riveraines méditerranéennes sont réparties le long de l'ensemble des cours d'eau permanents de l'écorégion méditerranéenne française, dès l'instant que la vallée alluviale est suffisamment large pour permettre leur développement. Nous ne disposons cependant d'aucune donnée quantitative précise concernant les stations occupées ou les superficies couvertes.

L'évaluation communautaire réalisée en 2012 par le Service du Patrimoine Naturel du Museum d'Histoire Naturelle (SPN/MNHN) a évalué la répartition de l'habitat 92A0 « Forêts galeries à *Salix alba* et *Populus alba* » à environ 72 700 km<sup>2</sup> et sa distribution à 58 500 km<sup>2</sup> (585 mailles de 10 x 10 km) (Figure 135). Cet habitat générique inclue cependant les saulaies, peupleraies, aulnaies, ormaies et ostryaies méditerranéennes riveraines évaluées dans ce chapitre, pour une superficie pouvant être estimée à 127 565 ha (Tableau 34).

**Tableau 34. Estimation de la superficie occupée par l'habitat 92A0 dans l'écorégion méditerranéenne française (d'après l'évaluation communautaire réalisée par V.Parmaïn en 2013)**

Région administrative	Surface de l'habitat 92A0 en zone Natura 2000 (ha)	% de superficie en zone Natura 2000	Estimation de la superficie de l'habitat 92A0 (ha)
Corse	1460	13 %	11 155
Languedoc-Roussillon	6750	18 %	36 895
Midi Pyrénées	5	7 %	105
PACA	16725	27 %	62 520
Rhône-Alpes	1575	9 %	16 890
<b>Écorégion méditerranéenne</b>	<b>26 515 (265 km<sup>2</sup>)</b>		<b>127 565 (1 275 km<sup>2</sup>)</b>

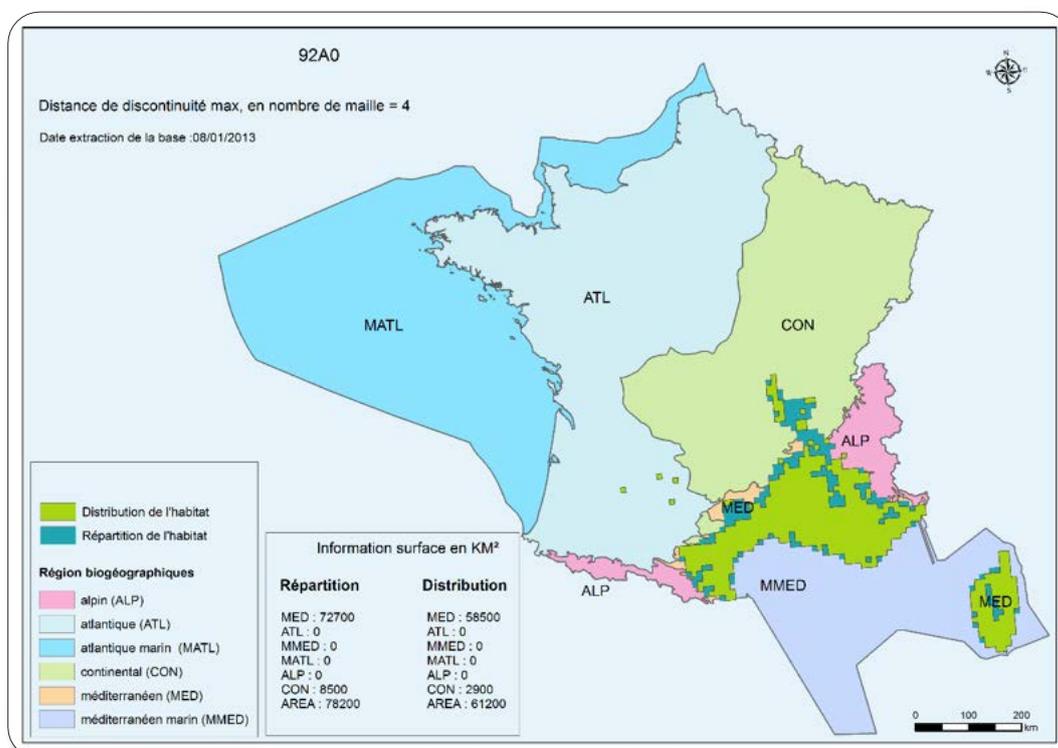


Figure 135 : Répartition et distribution de l'habitat 92A0 « Forêts galeries à *Salix alba* et *Populus alba* » (Evaluation communautaire, 2012)



### ■ EUNIS / Corine Biotores

Nous retenons pour l'écosystème « Peupleraies riveraines méditerranéennes », les unités présentées dans le Tableau 35.

**Tableau 35. Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Peupleraies riveraines méditerranéennes » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013)**

Code	Intitulé	Description
G1.3	Forêts riveraines méditerranéennes	Forêts alluviales et forêts galeries de la région méditerranéenne. Une seule espèce, un petit nombre d'espèces, ou un grand nombre d'espèces différentes dont <i>Fraxinus</i> , <i>Liquidambar</i> , <i>Platanus</i> , <i>Populus</i> , <i>Salix</i> , <i>Ulmus</i> , peuvent prédominer. Sont exclues les saulaies méditerranéennes (G1.1) et la végétation arbustive riveraine (F9.3).
G1.31	..... à peupliers	Forêts riveraines méditerranéennes multistrates des sols riches en bases soumises à des inondations saisonnières prolongées avec un drainage lent. Elles se composent de <i>Populus alba</i> , <i>Populus nigra</i> , <i>Fraxinus angustifolia</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Salix alba</i> , <i>Salix spp.</i> , <i>Alnus spp.</i> , de lianes et souvent d'espèces des <i>Quercetalia ilicis</i> . Ces forêts sont réparties dans les régions méditerranéennes de la péninsule Ibérique, du sud de la France, de la péninsule italienne, des grandes îles tyrrhéniennes, de la péninsule hellénique, du sud de la péninsule des Balkans, d'Afrique du nord, et de leurs zones de transition vers les zones climatiques adjacentes. Les formations physionomiquement dominées par la haute stature de <i>Populus alba</i> et/ou <i>Populus nigra</i> font partie de cette unité. Les Peupliers peuvent néanmoins être absents ou peu nombreux dans certaines associations, qui sont alors dominées par <i>Fraxinus angustifolia</i> , <i>Ulmus minor</i> et/ou <i>Salix spp.</i> Ces formations sont répertoriées sous G1.1121 ou G1.33. Les forêts de Peupliers forment habituellement la ceinture de végétation ligneuse haute la plus proche du cours d'eau dans les caténas riveraines.
G1.312	..... provenço-languedociennes	Galeries forestières riveraines bordant les cours d'eau et les autres plans d'eau de la Provence et du Languedoc, en particulier les rivières de la périphérie méditerranéenne des Pyrénées, les rivières languedociennes drainant les Causses et le Massif central méridional, les réseaux du Rhône et de la Durance, spécialement la Camargue, le Verdon, le Var. Ces forêts galeries se composent de <i>Populus alba</i> , <i>Populus nigra</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Fraxinus angustifolia</i> (accompagné localement par <i>Fraxinus excelsior</i> ), <i>Acer negundo</i> , <i>Acer campestre</i> , <i>Acer platanoides</i> , <i>Celtis australis</i> , <i>Quercus pubescens</i> , <i>Alnus glutinosa</i> , et d'un sous-étage comprenant <i>Cornus sanguinea</i> , <i>Rubus caesius</i> , <i>Sambucus nigra</i> , <i>Vitis vinifera ssp. sylvestris</i> , <i>Bryonia cretica</i> , <i>Humulus lupulus</i> , <i>Rubia peregrina</i> , <i>Solanum dulcamara</i> , <i>Alliaria petiolata</i> , <i>Cucubalus baccifer</i> , <i>Saponaria officinalis</i> , <i>Iris foetidissima</i> , <i>Arum italicum</i> , <i>Brachypodium sylvaticum</i> , <i>Carex pendula</i> . <i>Celtis australis</i> peut localement former un faciès (par exemple dans l'Estérel).

Cette unité EUNIS correspond à l'unité 44.61 de Corine Biotope (Bissardon et al., 1997).

### ■ Types d'habitats d'intérêt communautaire (Bensettiti et al., (coord), 2001)

Les peupleraies riveraines méditerranéennes correspondent à 3 habitats élémentaires inclus dans l'habitat générique 92A0 « Forêts galeries à *Salix alba* et *Populus alba* », définis au niveau européen dans le cadre de la Directive « Habitats-Faune-Flore » :

- 92A0-2 Peupleraies noires à Baldingère
- 92A0-3 Peupleraies noires sèches méridionales
- 92A0-6 Peuplerais blanches

## ■ Classification phytosociologique (Bardat et al., 2004)

- **Classe** : *Quercu Fagetea* Braun-Blanquet & Vlieger in Vlieger, 1937
  - **Ordre** : *Populetalia albae* Braun-Blanquet ex. Tchou, 1948
    - **Alliance** : *Populion albae* Braun-Blanquet ex. Tchou, 1948

## ■ IUCN Habitats classification scheme (Version 3 .1)

Forêt tempérée.



## Description

Les peupleraies riveraines méditerranéennes sont principalement inféodées à l'étage mésoméditerranéen, à des niveaux topographiques plus élevés que les saulaies riveraines mais toujours dans le lit majeur des cours d'eau.

Ce sont des peuplements post-pionniers qui succèdent aux peuplements dominés par les saules mais dont l'existence dépend aussi fortement des régimes de crues.

## ■ Biote indigène caractéristique

### Végétation

#### Peupleraie noire

Les peupleraies noires sont des peuplements post-pionniers dominés par le Peuplier noir (*Populus nigra*), toujours en mélange avec les saules et caractérisées par la présence de la Baldingère (*Phalaris arundinacea*). Le Peuplier noir restant relativement petit et permettant encore à la strate herbacée d'être riche et recouvrante, ces peuplements possèdent plusieurs strates où les saules n'occupent plus que la strate arborescente. Ils sont soumis aux inondations et toujours en contact avec la nappe d'eau.

Les peupleraies noires peuvent évoluer vers des peupleraies dites sèches (Figure 136). Celles-ci ne sont plus en contact permanent avec la nappe et le Peuplier noir se mélange avec des espèces moins hygrophiles telles le Frêne oxyphylle (*Fraxinus angustifolia*), le Troène (*Ligustrum vulgare*) ou le Cornouiller sanguin (*Cornus sanguinea*).

La présence du Brachypode de Phénicie (*Brachypodium phoenicoides*), associé au Romarin (*Rosmarinus officinalis*) à l'étage mésoméditerranéen ou au Genévrier vulgaire (*Juniperus communis*) à l'étage supraméditerranéen, est caractéristique des peupleraies noires sèches non connectées avec la nappe alluviale.

#### Peupleraie blanche

Les peupleraies blanches, qui se développent sur des sols plus évoluées et moins hydromorphes que les peupleraies noires, constituent quant à elles des peuplements multistrates dominés par le Peuplier blanc (*Populus alba*), en mélange avec le Saule blanc (*Salix alba*) à faible niveau topographique (Figure 137) et avec l'Orme champêtre (*Ulmus minor*) et le Frêne oxyphylle (*Fraxinus angustifolia*) dans ses parties hautes (Figure 138).



Figure 136 : Peupleraie sèche à Peuplier noir et Brachypode de Phénicie, Causse (© A. Lagrave)

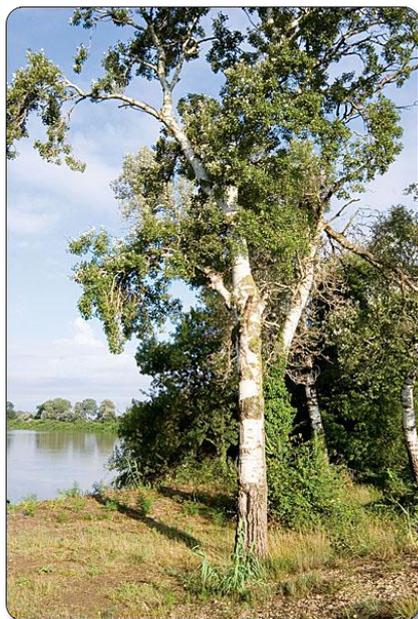


Figure 137 : Peupleraie blanche, Camargue (© A. Lagrave)



Figure 138 : Peupleraie blanche, Corse (© A. Lagrave)

La peupleraie blanche des bas niveaux topographiques se compose principalement d'espèces nitrophiles héliophiles et hygrophiles, tandis qu'à plus hauts niveaux elle peut évoluer vers des stades de bois dur où ces espèces sont peu à peu remplacées par des espèces plus sciaphiles et xérophiles, notamment la Garance voyageuse (*Rubia peregrina*).

### Espèces associées

Les peupleraies riveraines hébergent également la Vigne sauvage (*Vitis sylvestris*), ou Lambrusque autochtone, qui représente l'unique espèce du genre *Vitis* originaire d'Europe parmi plus de 60 espèces réparties en Amérique en Asie. *Vitis sylvestris* est également à l'origine de la Vigne cultivée (*Vitis vinifera* subsp. *vinifera*) dont les nombreuses variétés, issues de sélections opérées au cours des siècles, sont actuellement les plus utilisées pour la production viticole à travers le monde (Merdinoglu et This, 2003).

## ■ Milieu physique

### Bioclimat et hydrologie

Les peupleraies riveraines méditerranéennes sont principalement inféodées à l'étage mésoméditerranéen mais les peupleraies noires peuvent s'étendre jusqu'à l'étage supraméditerranéen (Figure 139). Ces ripisylves sont situées à des niveaux topographiques plus élevés que les saulaies riveraines mais toujours dans le lit majeur des cours d'eau. Les peupleraies peuvent cependant s'étendre jusqu'aux rives, en substitution aux saulaies, si le profil de la berge est en pente assez douce.

Ce sont des peuplements post-pionniers qui succèdent aux peuplements dominés par les saules mais dont l'existence dépend aussi des régimes de crues et des périodes d'alluvionnement. Le développement des peupleraies riveraines est également conditionné à la connexion permanente ou temporaire avec une nappe d'eau souterraine, sauf dans le cas des peupleraies sèches qui se trouvent à des niveaux topographiques plus élevés et qui sont déconnectées de la nappe d'eau, du fait de son abaissement ou du rehaussement du sol.

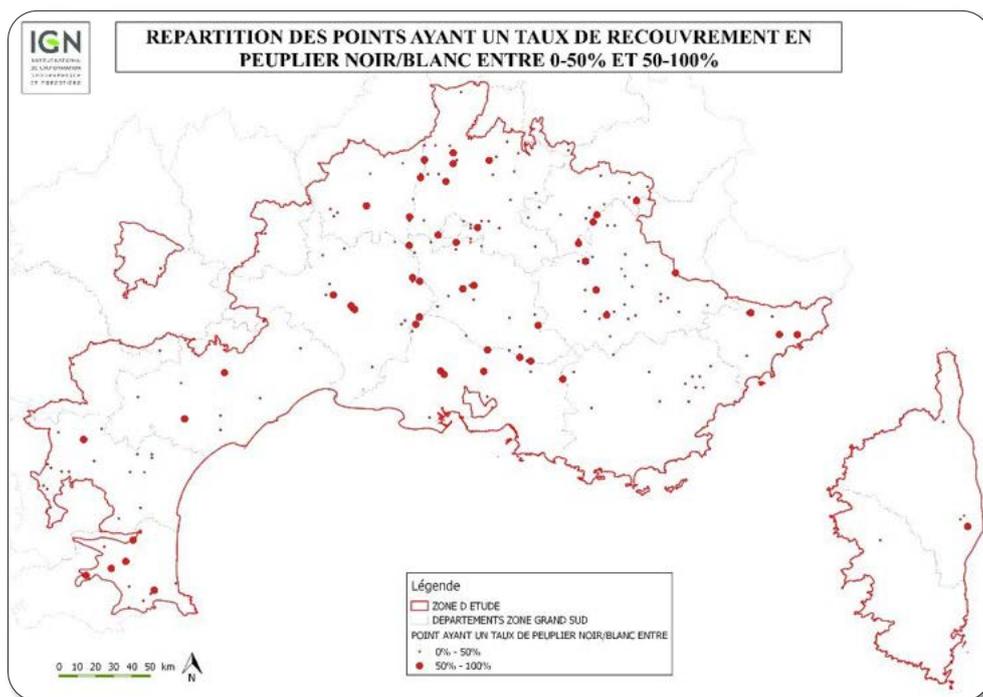


Figure 139 : Localisation des relevés IFN avec taux de recouvrement de peupliers blancs ou noirs, entre 0-50 % entre et 50-100 % dans l'écorégion méditerranéenne française (IGN, 2016)

## Sols

Les peupleraies sont adaptées à des sols alluviaux à texture sablo-limoneuse dont les propriétés édaphiques varient selon leurs situations topographiques. Les boisements les plus élevés se développent sur des limons très épais (jusqu'à 8 m), à humidité moindre et comprenant un horizon humifère. Les boisements situés à de faibles niveaux topographiques se développent sur des sols peu évolués, régulièrement inondés et composés d'alluvions récentes souvent instables.

## Histoire et ancienneté

Les peuplements riverains sont très fortement soumis aux dynamiques hydrologiques et sédimentaires des cours d'eau au bord desquels ils s'implantent. Les peupleraies, qui représentent le stade post-pionnier de la végétation rivulaire en succession des saulaies, sont aussi des peuplements de transition dont la présence indique de fait une rupture plus ou moins récente de l'état boisé.

Deux tendances bien distinctes sont observées en termes de dynamique spatiale des forêts riveraines, depuis le milieu du XVIIIème siècle. En effet, avant la fin du XIXème et du fait de conditions climatiques dégradées au moment de l'apogée de l'anthropisation des espaces ruraux, notamment de l'état de dégradation du couvert forestier, la dynamique hydrologique très intense des cours d'eau méditerranéens n'était pas favorable au développement des forêts alluviales. Le début du XXème siècle correspond quant à lui à une période d'accalmie climatique et de déprise rurale, au contraire très favorable à la progression des peuplements forestiers riverains. Ce n'est qu'au cours des 50 dernières années que la tendance est de nouveau à la régression de ces écosystèmes, principalement du fait de destructions par l'homme.

### ■ Processus et interactions clés

#### Dynamique de la végétation

La dynamique des communautés végétales caractéristiques des peupleraies riveraines méditerranéennes dépend en premier lieu de la dynamique hydrologique du cours d'eau au bord duquel elle se développe (Décamp, 2003). En effet, des débits printaniers relativement élevés vont défricher quelque peu le sous-bois de la saulaie et permettre le développement des jeunes peupliers, si l'abaissement de la nappe reste ensuite assez faible pour que les racines restent en contact avec l'humidité du sol.

À mesure que les peupliers (*Populus alba*, *Populus nigra*) accompagnés du Frêne oxyphylle (*Fraxinus angustifolia* ssp. *oxycarpa*) colonisent la saulaie, la lumière qui arrive au sous-bois diminue. Les saules et les autres espèces héliophiles finissent alors par ne plus pouvoir se régénérer. Les peupliers vont alors progressivement se mélanger aux saules jusqu'à ce que leur couvert finisse par contraindre la régénération de ces derniers.

L'exondation progressive des sols par sédimentation amène ensuite à la maturation des peuplements qui évoluent vers des peupleraies sèches ou des peupleraies blanches à Garance voyageuse. Toujours en l'absence de crues décapantes, les peupleraies sèches tout comme les peupleraies blanches matures tendent à évoluer vers des peuplements dominés par le Chêne pubescent. Il semblerait également que les formations forestières riveraines post-pionnières subissant des régimes de perturbations plus fréquents et plus intenses, mais non décapants, auraient une strate herbacée plus diversifiée et bien plus fournie en jeunes plantules d'essences post-pionnières (Dufour et Piégay, 2006).

## Maturité et structure des peuplements

Du fait de leur dépendance à la dynamique fluviale, les peupleraies sont des peuplements forestiers relativement jeunes (20-40 ans) et présentant le plus souvent une structure régulière. Les peuplements matures comprennent quant à eux plusieurs strates : deux strates arborescentes, une strate arbustive et une strate herbacée bien développée. Dans certaines ripisylves (bois de Tourtoulon, bois de Beaulieu, ruisseau du Liamone en Corse), certains peupliers ont plus de 60 ans et dépassent les 60 cm de diamètre (Schnitzler et Carbiener, 2006).

Dans certains contextes topographiques et hydrologiques, les peupliers peuvent coloniser les berges d'un cours d'eau jusqu'à la rive et ainsi former des forêts galeries dont la canopée se joint au-dessus du cours d'eau.

La Figure 140 présente de manière schématique le fonctionnement global de l'écosystème, ainsi que l'impact des principales menaces identifiées ci-après.

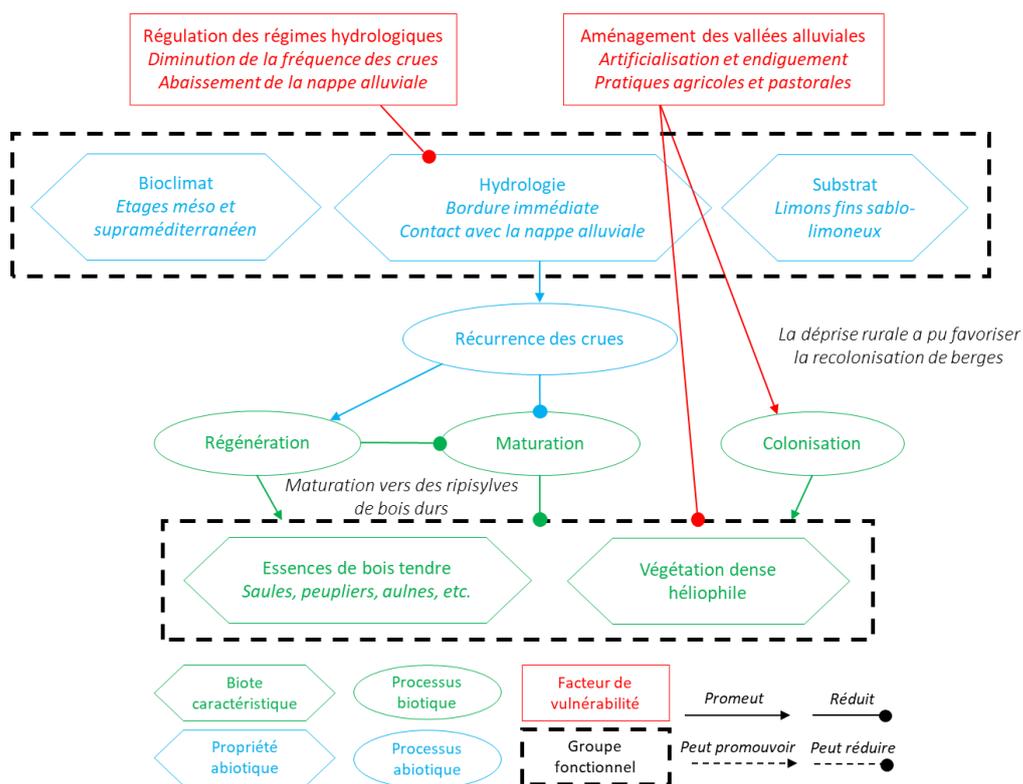


Figure 140 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées

## ■ Facteurs de vulnérabilité

### Destructions anthropiques

---

Les peupleraies riveraines seraient probablement les types de forêts alluviales ayant subi le plus de destructions en vue de valorisations agricoles et pastorales. Elles se développent en effet sur des terrasses alluviales riches et accessibles et sont moins régulièrement inondées que les peuplements situés au plus près du cours d'eau.

### Régulation de la dynamique hydrologique

---

Les crues et les phénomènes d'alluvionnement sont indispensables au maintien des peupleraies. La perturbation de la dynamique fluviale, notamment la canalisation des cours d'eau et la régulation des crues sont alors susceptibles de conduire cet écosystème à l'effondrement du fait de la possibilité d'évolution des communautés végétales vers des peuplements de bois dur, sans que de nouveaux espaces soient laissés libres pour la colonisation. L'abaissement et la régulation des niveaux des nappes alluviales concourent également à cette dynamique des peupleraies.

### Hybridation génétique est espèces envahissantes

---

Le développement de la populiculture a introduit un risque d'hybridation génétique entre les clones plantés le long des cours d'eau et les peuplements riverains naturels.

L'Érable négundo, introduit probablement dans les années 1940 (Tchou, 1948), est particulièrement dynamique au sein des peupleraies riveraines en région méditerranéenne. Beaucoup d'individus âgés, semenciers et très compétitifs sont ainsi observés jusqu'à parfois constituer des peuplements quasiment purs de cette espèce exotique envahissante. L'Érable négundo n'est par ailleurs pas appétant pour le castor.



## Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015)

---

### ■ Critère A : Réduction de la distribution spatiale

#### A.1 : Réduction au cours des 50 dernières années

---

Les peupleraies riveraines sont des formations post-pionnières dont la distribution peut être relativement variable au cours du temps, en lien avec la dynamique des cours d'eau en bordure desquels elles se développent. Les ouvrages et infrastructures permettant de réguler les régimes hydrologiques des cours d'eau sont cependant susceptibles d'avoir entraîné une réduction de la distribution de cet écosystème à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne, bien que dans un premier temps, l'affaiblissement de la morphogénèse engendre une progression des ripisylves du fait de la contraction du lit mineur. De plus, l'aménagement de tels ouvrages concernent davantage les fleuves et grands cours d'eau. Cependant, aucune donnée quantitative ne permet d'argumenter cette hypothèse.

Les peupleraies ont également pu subir une importante réduction de leur distribution au cours des 50 dernières années du fait de la progression des activités anthropiques au sein des plaines alluviales, que ce soit à des fins agricoles (terres arables, pastoralisme ou populiculture) ou d'urbanisation. Les peupleraies sont en effet implantées sur les premières terrasses alluviales, les plus fertiles et les plus facilement aménageables. Si aucune donnée quantitative ne permet de renseigner ce sous-critère, les experts consultés s'accordent pour retenir une valeur de régression au moins proche de 30 % au cours des 50 dernières années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Quasi-Menacé (NT), à dire d'expert.**

#### A.2a : Réduction estimée au cours des 50 prochaines années

---

Aucune donnée ne permet de quantifier la probable réduction des peupleraies riveraines méditerranéennes au cours des 50 prochaines années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

## A.2b : Réduction estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

Il est possible que la distribution des peupleraies méditerranéennes se réduise actuellement du fait de la pression anthropique qui s'exerce sur les secteurs où elles se développent. Cependant, aucune donnée ne permet de quantifier cette réduction.

Ce sous-critère classe l'écosystème en **Données-Insuffisantes (DD)**.

## A.3 : Réduction depuis une référence historique ( $\approx 1750$ )

Aucune donnée historique ne permet de quantifier la probable réduction de la distribution des peupleraies riveraines méditerranéennes, ni d'infirmer que cette réduction ait pu atteindre 50 % depuis 1750.

Ce sous-critère classe l'écosystème en **Données-Insuffisantes (DD)**.

L'écosystème « **peupleraies riveraines méditerranéennes** » est évalué **Quasi-menacé (NT)**, à dire d'expert, selon le critère A.

## ■ Critère B : Distribution spatiale restreinte

### B.1 : Zone d'occurrence ( $\text{km}^2$ )

La zone d'occurrence des peupleraies riveraines méditerranéennes est supérieure au seuil maximal du critère B1 (50 000  $\text{km}^2$ ) (Figure 141). Les peupleraies noires semblent cependant bien moins répandues que les peupleraies blanches.

### B.2 : Zone d'occupation (maille 10x10 km)

Leur zone d'occupation est également probablement supérieure au seuil de 50 mailles de 10x10 km du critère B2 (Figure 141).

### B.3 : nombre de localités

Le nombre de localités de cet écosystème est supérieur à 5 (seuil du critère B3).

## Déclin continu ou menace imminente

Les peupleraies riveraines sont pourtant susceptibles de connaître un déclin continu de leur distribution du fait de leur destruction, ou de leur évolution vers des peuplements de bois durs en lien avec la maîtrise des débits et des régimes hydrologiques des cours d'eau.

L'écosystème « **peupleraies riveraines méditerranéennes** » est évalué **Préoccupation-mineure (LC)** selon le critère B.

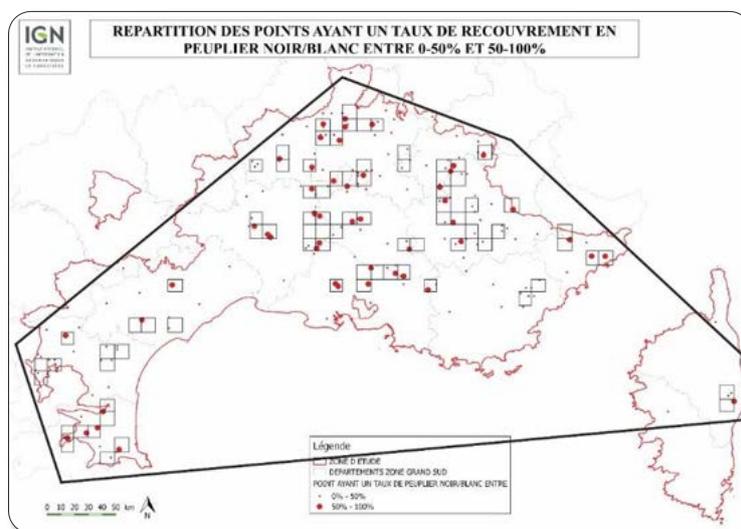


Figure 141 : Zone d'occurrence ( $\text{km}^2$ ) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) des points de relevés de peupliers noirs et blancs en région méditerranéenne française (D'après IGN, 2016)

## ■ Critère C : Dégradation de l'environnement abiotique

### C.1 Modification d'une variable abiotique au cours des 50 dernières années

---

Il n'existe aucune donnée quantitative à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne, ni même concernant un échantillon représentatif de peupleraies riveraines méditerranéennes, concernant l'évolution de la récurrence des crues ou des niveaux piézométriques des nappes alluviales au cours des 50 dernières années, principales variables abiotiques dont la modification peut entraîner cet écosystème vers l'effondrement. Il semblerait cependant que ces niveaux piézométriques aient pu baissés, parfois significativement, en lien avec l'endiguement des cours d'eau et l'urbanisation des plaines alluviales (Nofal, 2014).

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### C.2a Modification d'une variable abiotique estimée au cours des 50 prochaines années

---

Il n'existe aucune donnée quantitative à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne, ni même d'estimation issues de travaux de modélisations numériques, concernant l'évolution de la récurrence des crues au cours des 50 prochaines années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### C.2b Modification d'une variable abiotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

**De même que pour les critères C.1 et C.2a, nous retenons la catégorie Données-Insuffisantes (DD) pour ce sous-critère.**

### C.3 Modification d'une variable abiotique depuis une référence historique (≈1750)

---

Aucune donnée ne permet d'évaluer l'impact sur les peupleraies méditerranéennes des modifications de la morphogénèse des cours d'eau, de leurs plaines alluviales et de leurs nappes d'eau souterraines depuis 1750. De plus, les principaux aménagements ayant pu entraîner une dégradation de ces ripisylves n'ont été réalisés que depuis les années 1950.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

**L'écosystème « peupleraies riveraines méditerranéennes » est évalué Données-Insuffisantes (DD) selon le critère C.**

## ■ Critère D : Perturbation des processus et interactions biotiques

### D.1 Modification d'une variable biotique au cours des 50 dernières années

---

Il n'existe aucune donnée quantitative à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne, ni même concernant un échantillon représentatif de peupleraie riveraine méditerranéenne, à propos de l'évolution de la composition des boisements riverains à bois tendre et notamment de l'évolution du caractère dominant des peupliers au cours des 50 dernières années. En effet la peupleraie riveraine, même sèche, est un peuplement post-pionnier qui n'est que transitoire dans la dynamique de la végétation rivulaire. La maîtrise des régimes hydrologique au cours des 50 dernières années est alors susceptible d'avoir entraîné de profonds changements dans l'organisation des communautés végétales rivulaires en région méditerranéennes.

Les ripisylves sont également des milieux très propices à l'implantation d'espèces envahissantes. Pourtant, bien que les espèces envahissantes en milieu rivulaire méditerranéen soient identifiées, aucune donnée ne permet d'évaluer l'étendue qu'elles ont colonisé tout comme l'intensité des perturbations qu'elles occasionnent. Les peupleraies ont de plus été confrontées à des phénomènes d'hybridation du fait du développement de la populiculture ayant recours à l'implantation de clones génétiquement sélectionnés.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### D.2a Modification d'une variable biotique estimée au cours des 50 prochaines années

---

La progression des espèces exotiques envahissantes au sein des peupleraies est susceptible de s'accélérer au cours des 50 prochaines années, notamment à proximité des secteurs résidentiels actuellement en forte expansion. Il n'existe cependant aucune donnée permettant de quantifier cette progression au cours des 50 prochaines années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

## D.2b Modification d'une variable biotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

De même que pour les critères D.1 et D.2a, nous retenons la catégorie **Données-Insuffisantes (DD)** pour ce sous-critère.

## D.3 Modification d'une variable biotique depuis une référence historique ( $\approx 1750$ )

---

Les peupleraies riveraines méditerranéennes auraient pu bénéficier, dans un premier temps, de la diminution de la morphogénèse des cours d'eau méditerranéens observée au début du XX<sup>ème</sup> siècle après une période de fort dynamisme. Pourtant, ces peuplements post-pionnier ne peuvent se pérenniser en l'absence de perturbations. Il est cependant impossible, au vue des données existantes, d'évaluer de manière quantitative l'évolution historique de la composition des forêts riveraines de bois tendre.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

**L'écosystème « peupleraies riveraines méditerranéennes » est évalué Données-Insuffisantes (DD) selon le critère D.**

### ■ 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 peupleraies riveraines à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne française, qui soit capable de prendre en compte l'ensemble des facteurs pouvant conduire à cet effondrement.

**L'écosystème « peupleraies riveraines méditerranéennes » est évalué Données-Insuffisantes (DD) selon le critère E.**

## ■ Bilan de l'évaluation des saulaies riveraines méditerranéennes en France

Critère	Sous-critère	Statut
<b>A : Réduction de la distribution spatiale</b>	A.1 : 50 dernières années	NT
	A.2a : 50 prochaines années	DD
	A.2b : 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	A.3 : Depuis une référence historique (≈1750)	DD
<b>B : Distribution spatiale restreinte</b>	B1. Zone d'occurrence	LC
	B2. Zone d'occupation	LC
	B3. Nombre de localités	LC
<b>C : Dégradation de l'environnement abiotique</b>	C.1 50 dernières années	DD
	C.2a 50 prochaines années	DD
	C.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	C.3 Depuis une référence historique (≈1750)	DD
<b>D : Perturbation des processus et interactions biotiques</b>	D.1 50 dernières années	DD
	D.2a 50 prochaines années	DD
	D.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	D.3 Depuis une référence historique (≈1750)	DD
<b>E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème</b>		DD
<b>Statut de l'écosystème</b>	<b>NT</b>	

## ■ Fiabilité de l'évaluation

Médiocre (données robustes quant à la description des composantes biotiques, abiotiques et du fonctionnement de ces écosystèmes mais aucune donnée quantitative utilisable pour l'évaluation, pas de données de superficie ni de distribution, dires d'experts).

## ■ Évaluateur

Comité français de l'UICN (Magali Rossi, Aurélien Carré)



## Bilan et interprétation de l'évaluation

Les peupleraies méditerranéennes correspondent probablement au type de forêts alluviales méditerranéennes qui ont le plus régressé, à la fois au cours des derniers siècles mais aussi au cours des 50 dernières années. En effet, la richesse pédologique des terrasses alluviales sur lesquelles se développent les peupleraies, ainsi que leur position topographique par rapport au cours d'eau, sont des facteurs très favorables à des valorisations agricoles ou pastorales. De plus, situées plutôt dans la partie aval des cours d'eau, là où les vallées alluviales sont plus larges, les peupleraies sont particulièrement accessibles et aménageables. Enfin, elles sont moins régulièrement inondées que les peuplements situés au plus près du cours d'eau. C'est également au sein des peupleraies riveraines que l'on trouverait le plus d'espèces exotiques envahissantes en milieu riverains, en région méditerranéenne française.

Malgré la quasi-absence de données quantifiées permettant d'évaluer le risque d'effondrement des peupleraies riveraines méditerranéennes, cet écosystème est évalué Quasi-Menacé (NT) en France selon la méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes vis-à-vis de sa régression au cours des 50 dernières années. Cette catégorie de menace reste attribuée à dire d'expert.



## Références

- Bardat J., Bioret F., Botineau M., Boulet V., Delpech R., Géhu J.-M., Touffet J., 2001.** *Prodrome des végétations de France*, MNHN, 143 p.
- 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, 339 p + 423 p + CD.
- Bissardon M., Guibal L., Rameau J.-C., 1997.** *CORINE biotopes. Version originale. Types d'habitats français*, ENGREF, MNHN, 175 p.
- Davies C. E., Moss D., O Hill M., 2004.** *Eunis habitat classification revised 2004*, European Environment Agency, 307 p.
- Dufour S. et Piégay H., 2006.** *Forêts riveraines des cours d'eau et ripisylves : spécificités, fonctions et gestion*, Revue Forestière Française, Tome LVIII, Vol 4, pp 339-350.
- IGN, 2016.** *Elaboration de cartes des peuplements et de cartogramme des espèces dans la zone d'étude de l'arc méditerranéen, statistiques sur la répartition, la quantification et la part de forêts anciennes de Cassini des peuplements étudiés*, Convention UICN-IGN.
- Lacombe T., Laucou V., Di Vecchi M., Bordenave L., Bourse T., Siret R., David J., Boursiquot J.-M., Bronner A., Merdinoglu D., This P., 2003.** *Contribution à la caractérisation et à la protection in situ des populations de Vitis vinifera L. ssp. silvestris (Gmelin) Hegi en France*, Les actes du BRG, Vol 4, pp 381-404.
- Louvel J., Gaudillat V., Poncet, 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.
- Nofal S., 2014.** *Étude du fonctionnement hydrodynamique de la nappe alluviale d'Avignon*, Thèse de l'Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse, 189p.
- Rameau J.-C., Mansion D., Dumé G., Gauberville C., 2008.** *Flore forestière française, Guide écologique illustré, Tome 3 : Région méditerranéenne*, Institut pour le Développement Forestier, 2426 p.
- Schnitzler A., Carbiener R., 2006.** *Biodiversité comparée des ripisylves du Rhône et de ses affluents (Cèze, Ouvèze, Durance) dans la région méditerranéenne*, Forêt Méditerranéenne, XXVII(1), pp 43–58.
- Schnitzler A., 2014.** *Distribution, données floristiques et architecture des boisements du delta du Rhône (sud-est de la France)*, Ecologia Mediterranea, 40(2), pp 1–16.
- Tchou Y.-T., 1948.** *Études écologiques et phytosociologiques sur les forêts riveraines du Bas-Languedoc (Populetum albae)*, Troisième partie. Vegetatio, 1, pp 347–384.

# Aulnaies-frênaies riveraines méditerranéennes



## Présentation et distribution géographique

Les aulnaies-frênaies riveraines sont des peuplements riverains inféodés aux parties amont des cours d'eau méditerranéens, les peupleraies blanches leur succédant vers l'aval au même niveau topographique par rapport au lit mineur. Elles sont ainsi cantonnées aux franges montagnardes de l'écorégion méditerranéenne : Alpes et Préalpes, Pyrénées orientales, Causses, Cévennes et Corse. La Provence siliceuse comprend également quelques aulnaies-tillaies riveraines, toujours au sein des parties amont des cours d'eau.

L'évaluation communautaire réalisée en 2012 par le Service du Patrimoine Naturel du Muséum d'Histoire Naturelle (SPN/MNHN) a évalué la répartition de l'habitat 92A0 « Forêts galeries à *Salix alba* et *Populus alba* » à environ 72 700 km<sup>2</sup> et sa distribution à 58 500 km<sup>2</sup> (585 mailles de 10 x 10 km) (Figure 142). Cet habitat générique inclue cependant les saulaies, peupleraies, aulnaies, ormaies et ostryaies méditerranéennes riveraines évaluées dans ce chapitre, pour une superficie pouvant être estimée à 127 565 ha (Tableau 36).

**Tableau 36. Estimation de la superficie occupée par l'habitat 92A0 dans l'écorégion méditerranéenne française (d'après l'évaluation communautaire réalisée par V. Parmain en 2013)**

Région administrative	Surface de l'habitat 92A0 en zone Natura 2000 (ha)	% de superficie en zone Natura 2000	Estimation de la superficie de l'habitat 92A0 (ha)
Corse	1460	13 %	11 155
Languedoc-Roussillon	6750	18 %	36 895
Midi Pyrénées	5	7 %	105
PACA	16725	27 %	62 520
Rhône-Alpes	1575	9 %	16 890
<b>Écorégion méditerranéenne</b>	<b>26 515 (265 km<sup>2</sup>)</b>		<b>127 565 (1 275 km<sup>2</sup>)</b>

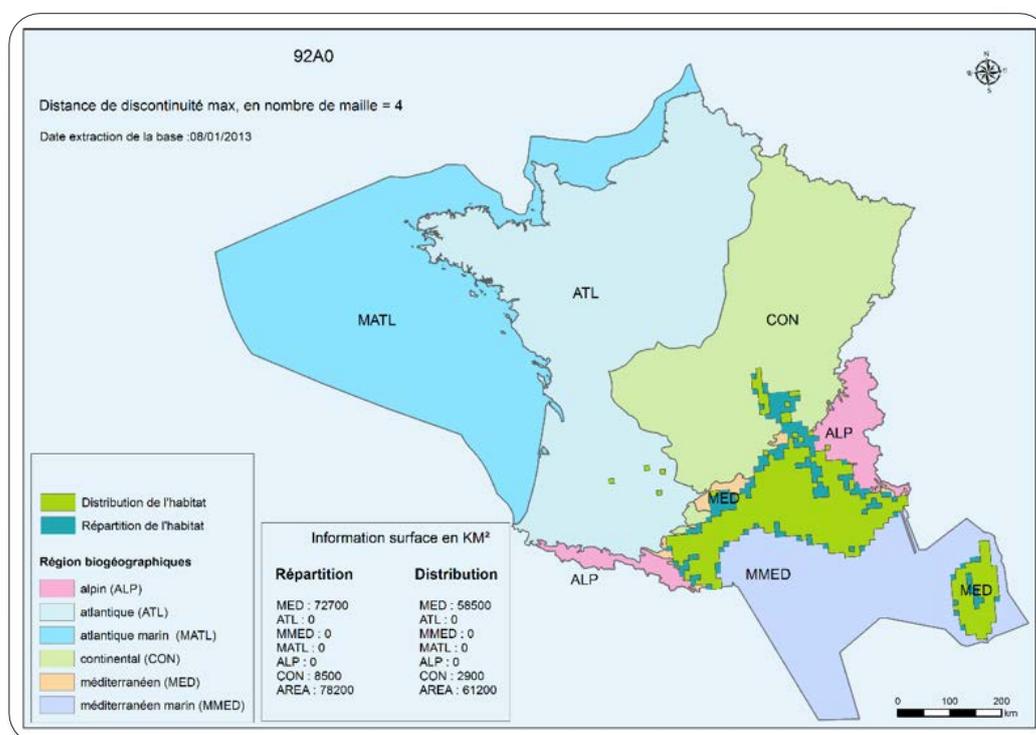


Figure 142 : Répartition et distribution de l'habitat 92A0 « Forêts galeries à *Salix alba* et *Populus alba* » (Evaluation communautaire, 2012)



### ■ EUNIS / Corine Biotopes

Nous retenons pour l'écosystème « Aulnaies-frênaies riveraines méditerranéennes », les unités présentées dans le Tableau 37.

**Tableau 37. Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Aulnaies-frênaies riveraines méditerranéennes » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013)**

Code	Intitulé	Description
G1.1	Forêts riveraines et forêts galeries, avec dominance d' <i>Alnus</i> , <i>Populus</i> ou <i>Salix</i>	Bois riverains des zones boréales, boréonémorale, némorale, subméditerranéenne et steppique. Composés d'une ou quelques espèces dominantes, notamment <i>Alnus</i> , <i>Betula</i> , <i>Populus</i> ou <i>Salix</i> . Cette unité comprend les bois dominés par les Saules à petites feuilles <i>Salix alba</i> , <i>Salix elaeagnos</i> , <i>Salix purpurea</i> , <i>Salix viminalis</i> dans toutes les zones, même méditerranéenne.
G1.13	<b>Forêts galeries méridionales à <i>Alnus</i> et <i>Betula</i></b>	<b>Formations riveraines d'<i>Alnus glutinosa</i>, localement d'<i>Alnus cordata</i> ou <i>Betula spp.</i> du bassin méditerranéen et de l'ouest de la péninsule Ibérique, souvent avec <i>Fraxinus angustifolia</i> et <i>Osmunda regalis</i>.</b>
G1.131	..... à <i>Alnus glutinosa</i>	Formations riveraines multistrates dominées par <i>Alnus glutinosa</i> des étages méso- et supraméditerranéens de la péninsule Ibérique, des Cévennes, des péninsules italienne et hellénique.
G1.1313	..... ouest-méditerranéennes à Aulne et Aulne-Frêne	Galeries riveraines d' <i>Alnus glutinosa</i> du sud de la France continentale, de l'Italie péninsulaire méditerranéenne et subméditerranéenne, de la Corse méditerranéenne, de la Sardaigne, souvent avec <i>Fraxinus angustifolia</i> .
G1.133	..... corses à <i>Alnus cordata</i> et <i>Alnus glutinosa</i>	Galeries d'Aulnes riveraines collinéennes et montagnardes de Corse, dominées par <i>Alnus cordata</i> et <i>Alnus glutinosa</i> .
G1.3	Forêts riveraines méditerranéennes	Forêts alluviales et forêts galeries de la région méditerranéenne. Une seule espèce, un petit nombre d'espèces, ou un grand nombre d'espèces différentes dont <i>Fraxinus</i> , <i>Liquidambar</i> , <i>Platanus</i> , <i>Populus</i> , <i>Salix</i> , <i>Ulmus</i> , peuvent prédominer. Sont exclues les saulaies méditerranéennes (G1.1) et la végétation arbustive riveraine (F9.3).
G1.33	<b>Frênaies riveraines méditerranéennes</b>	<b>Galeries riveraines des régions méditerranéennes de la péninsule Ibérique, du sud de la France, de la péninsule italienne, des grandes îles tyrrhéniennes, de la péninsule hellénique, d'Afrique du nord méditerranéenne et de leurs zones de transition vers des zones climatiques adjacentes. Elles sont dominées par de grands <i>Fraxinus angustifolia</i>, et sont surtout caractéristiques des sols moins eutrophes que les galeries d'Ormes et de Peupliers, en stations plus sèches, avec des périodes d'inondation plus courtes, que celles occupées par les bois de Peupliers.</b>
G1.334	<b>Forêts galeries tyrrhéniennes à Frêne et Aulne</b>	Galeries dominées par <i>Fraxinus angustifolia</i> , généralement avec <i>Alnus glutinosa</i> . Du sud de la France, d'Italie centrale et nord tyrrhénienne, de Corse et de Sardaigne.

Ces unités EUNIS correspondent aux unités 44.5 et 44.63 de Corine Biotope (Bissardon et al., 1997). Les aulnaies riveraines boréo-alpines (G1.12) seront traitées dans un chapitre ultérieur.

### ■ Types d'habitats d'intérêt communautaire (Bensettiti et al., (coord), 2001)

Les aulnaies-frênaies méditerranéennes correspondent à 3 habitats élémentaires inclus dans l'habitat générique 92A0 « Forêts galeries à *Salix alba* et *Populus alba* », définis au niveau européen dans le cadre de la Directive « Habitats-Faune-Flore » :

- Habitat 92A0-4 : Aulnaies à Aulne glutineux et Aulne à feuilles cordées de Corse ;
- Habitat 92A0-5 : Aulnaies-Tillaies de Provence siliceuse ;
- Habitat 92A0-7 : Aulnaies-Frênaies à Frêne oxyphylle.

## ■ Classification phytosociologique (Bardat et al., 2004)

- **Classe** : *Quercu Fagetea*
  - **Ordre** : *Populetalia albae*
    - **Alliances** : *Populion albae* ; *Osmundo Alnion*
      - **Sous-Alliances** : *Fraxino angustifoliae-Ulmenion minoris* ; *Hyperico hircani-Alnenion glutinosae* ; *Osmundo-Alnenion glutinosae*

## ■ IUCN Habitats classification scheme (Version 3 .1)

Forêt tempérée.



## Description

---

Les aulnaies-frênaies riveraines méditerranéennes sont des formations pionnières et post-pionnières, situées en amont des peuplements riverains de bois tendre dominés par les peupliers.

Du fait de leur dépendance à la dynamique fluviale, les aulnaies-frênaies sont souvent jeunes mais peuvent également se maintenir à l'état de peuplements matures.

## ■ Biote indigène caractéristique

### Végétation

---

#### Essences dominantes

Les aulnes structurent les peuplements riverains de la même manière que le Peuplier blanc mais en ambiances plus fraîches. Ils sont ainsi cantonnés aux parties amont des cours d'eau méditerranéens. L'Aulne glutineux (*Alnus glutinosa*) est l'aulne le plus fréquemment observé au sein de ces peuplements, en mélange avec le Frêne oxyphylle (*Fraxinus angustifolia* ssp. *oxycarpa*).

Ces peuplements riverains sont très répandus dans les Cévennes et les vallées les plus fraîches de l'écorégion (Valbonne dans le Gard, Gorges de la Siagne dans les Alpes Maritimes, île d'Oiselet dans la vallée du Rhône) (Figure 143).

Dans les Maures, l'Aulne glutineux se mélange plutôt avec le Tilleul cordé (*Tilia cordata*) (Figure 144) tandis qu'en Corse, il peut partager la canopée avec l'Aulne cordé (*Alnus cordata*) (Figure 145). Il existe également des aulnaies corses montagnardes à subalpines dominées par la sous-espèce d'Aulne vert *Alnus viridis* ssp. *suaveolens*, endémique de Corse.

En périphérie de l'écorégion méditerranéenne, le long des affluents périalpins, c'est alors l'Aulne blanc (*Alnus incana*) qui domine ce type de peuplement. Le Frêne oxyphylle domine quant à lui certains peuplements riverains au sein des deltas méditerranéens, notamment issus de colonisation d'anciennes prairies.



Figure 143 : Aulnaie-frênaie, Causses  
(© A. Lagrave)



Figure 144 : Aulnaie-Tillaie de Provence siliceuse, Var (© A. Lagrave)



Figure 145 : Aulnaie à Aulne glutineux et Aulne cordé, Corse (© A. Lagrave)

## Espèces associées

Tableau 38. Espèces typiques des aulnaies-frênaies riveraines méditerranéennes (Tchou, 1948 ; Bensettiti et al., (coord), 2001 ; Gamisans, 2013)

Formations	Espèces typiques
<b>Aulnaies-frênaies</b>	<p><u>Strate arborée</u> : très diversifiée, dominée par l'Aulne glutineux (<i>Alnus glutinosa</i>) en mélange avec l'Aulne blanc (<i>Alnus incana</i>), le Tilleul cordé (<i>Tilia cordata</i>), le Saule blanc (<i>Salix incana</i>), le Frêne oxyphylle (<i>Fraxinus angustifolia</i> ssp. <i>oxycarpa</i>), l'Orme champêtre (<i>Ulmus minor</i>) et le Peuplier blanc (<i>Populus alba</i>, qui peut être dominant si le boisement est dégradé).</p> <p><u>Strate arbustive</u> : dense, dominée par des arbustes divers comme le Noisetier (<i>Corylus avellana</i>), le Cornouiller sanguin (<i>Cornus sanguinea</i>), le Troëne (<i>Ligustrum vulgare</i>), et des lianes comme la Clématite (<i>Clematis vitalba</i>) ou le Lierre grim pant (<i>Hedera helix</i>).</p> <p><u>Strate herbacée</u> : Laïche pendante (<i>Carex pendula</i>), Ronce bleue (<i>Rubus caesius</i>), Gailllet gratteron (<i>Galium aparine</i>), Circée de Paris (<i>Circae lutetiana</i>), Scrophulaire noueuse (<i>Scrophularia nodosa</i>). La présence du Brachypode des bois (<i>Brachypodium sylvaticum</i>) indique une ouverture du couvert liée à la disparition des gros arbres.</p>
<b>Aulnaies-tillaies des Maures</b>	<p><u>Strate arborée</u> : co-dominée par le Tilleul cordé et l'Aulne glutineux, en mélange avec le Peuplier blanc et l'Orme champêtre</p> <p><u>Strate arbustive</u> : similaire à celles des aulnaies-frênaies.</p> <p><u>Strate herbacée</u> : dense, Molinie bleue (<i>Molinia caerulea</i>), Osmonde royale (<i>Osmunda regalis</i> var. <i>plumieri</i>), Consoude tubéreuse (<i>Symphytum tuberosum</i>), Laïche espacée (<i>Carex remota</i>) et Laïche pendante (<i>Carex pendula</i>)</p>
<b>Aulnaies à Aulne cordé de Corse</b>	<p><u>Strate arborée</u> : co-dominée par l'Aulne glutineux et l'Aulne cordé, en mélange selon les stations avec le Frêne à fleurs (<i>Fraxinus ornus</i>) et le Charme-houblon (<i>Ostrya carpinifolia</i>), ou à plus hautes altitudes avec le Chêne vert (<i>Quercus ilex</i>), l'If (<i>Taxus baccata</i>), le Pin laricio (<i>Pinus nigra</i> ssp. <i>laricio</i> var. <i>corsicana</i>), ou le Hêtre (<i>Fagus sylvatica</i>).</p> <p><u>Strates arbustive et herbacée</u> : variable selon l'altitude, avec Salsepareille (<i>Smilax aspera</i>), Millepertuis à odeur de bouc (<i>Hypericum hyrcinum</i>), Eupatoire corse (<i>Eupatorium corsicum</i>) jusqu'à 800 m, Gentiane asclépiade (<i>Gentiana asclepiadea</i>), Bruyère terminale (<i>Erica terminalis</i>) et Ronce à feuilles d'orme (<i>Rubus ulmifolius</i>) de 800 à 1200 m.</p>

## ■ Milieu physique

### Bioclimat et hydrologie

Les aulnaies-frênaies riveraines sont inféodées aux stations les plus fraîches de la région méditerranéenne. Elles se développent au sein des étages méso et supraméditerranéen et peuvent se rencontrer jusqu'à 1 200 m d'altitude (Figure 146). À faible altitude, les aulnaies-frênaies sont situées dans le fond des vallées fraîches et encaissées et les vallons des ubacs en expositions nord et est. Les formations dominées par le Frêne oxyphylle se retrouvent dans les deltas, à de plus basses altitudes et sur des stations plus chaudes.

Ces peuplements riverains sont principalement localisés dans les parties amont des cours d'eau de type torrentiel, à pente plus ou moins forte et aux eaux fraîches.

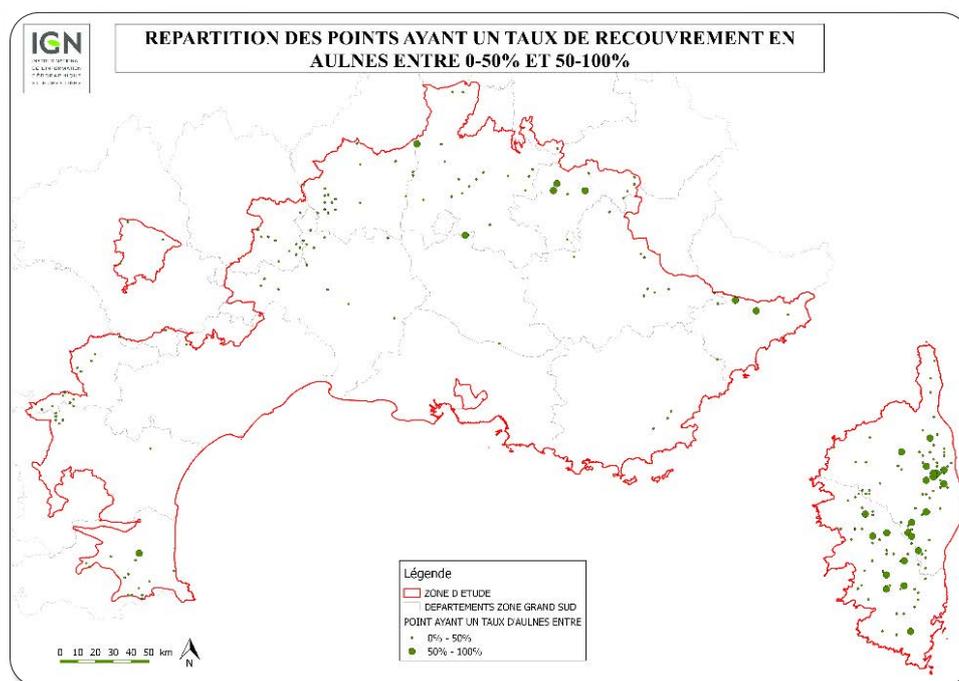


Figure 146 : Localisation des relevés IFN avec taux de recouvrement d'Aulnes entre 0-50 % et 50-100 % dans l'écorégion méditerranéenne française (IGN, 2016)

## Sols

Les aulnaies-frênaies se trouvent au sein du lit majeur des cours d'eau et occupent souvent les berges rocheuses soumises à inondations temporaires. Elles se développent sur des sols alluviaux peu évolués, siliceux, à texture grossière ou sablo-limoneuse. Le contact avec la nappe peut être rompu au cours des périodes estivales.

## Histoire et ancienneté

Les peuplements riverains sont très fortement soumis aux dynamiques hydrologique et sédimentaire des cours d'eau au bord desquels ils s'implantent. Les aulnaies-frênaies, qui occupent les mêmes situations topographiques que les peupleraies mais plus en amont des cours d'eau, représentent également un stade post-pionnier dans la dynamique de la végétation rivulaire.

Il s'agit donc de peuplements essentiellement transitoires dont la présence indique de fait une rupture plus ou moins récente de l'état boisé, même si certains individus peuvent atteindre des âges avancés (Figure 147).



Figure 147 : Vieux aulnes glutineux, Corse (C. Panaiotis)

## ■ Processus et interactions clés

### Dynamique de la végétation

De même que pour les peupleraies et les saulaies, la dynamique des aulnaies-frênaies est principalement dirigée par la dynamique fluviale et les épisodes de crues. Différentes formations d'aulnaies se succèdent ainsi dans le temps : les aulnaies dominées par l'Aulne blanc représentent les premiers stades tandis que l'Aulne glutineux domine plutôt les stades post-pionniers. En l'absence de perturbations (naturelles ou anthropiques), les aulnaies-frênaies évoluent vers les stades matures de bois dur de la forêt riveraine, où les aulnes restent cependant présents.

Les formations dominées par le Frêne oxyphylle, en mélange avec l'Aulne glutineux, colonisent fréquemment d'anciennes prairies dans les basses plaines des fleuves méditerranéens (Argagnon, comm. pers.).

## Maturité et structure des peuplements

Du fait de leur dépendance à la dynamique fluviale, les aulnaies-frênaies sont souvent des peuplements forestiers jeunes avec une structure régulière, même s'ils peuvent aussi comprendre plusieurs strates denses et diversifiées. Les aulnaies-frênaies sont ainsi susceptibles d'évoluer vers des peuplements matures où les aulnes les plus âgés se retrouvent mêlés aux peuplements de bois dur de la ripisylve (frênaies, ormaies, chênaies pubescentes).

Ces peuplements matures forment un habitat plus diversifié et hébergent notamment des espèces liées au bois mort et aux micro-habitats offerts par les arbres âgés (oiseaux cavicoles, coléoptères saproxyliques, chauves-souris, micromammifères, etc.). Dans les Pyrénées Orientales par exemple, certaines aulnaies relictuelles des lits majeurs sont certainement très anciennes et sont maintenues en l'état du fait d'un contact temporaire avec les nappes affleurantes (Garrigue, comm. pers.).

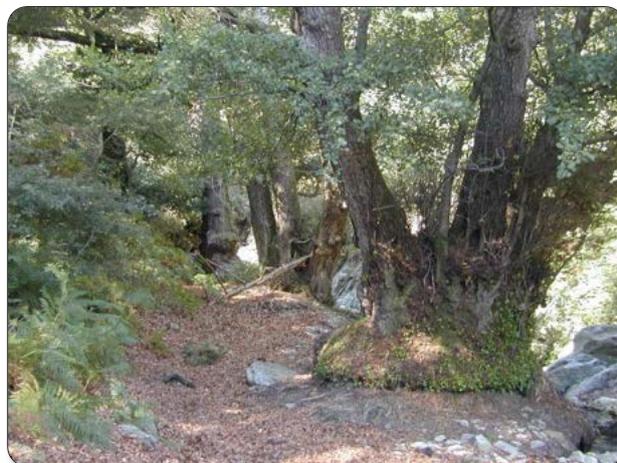


Figure 148 : Vieilles souches d'aulnes ayant survécu aux crues, Réserve de la Massane (© J. Garrigue)

Les fortes crues n'arrachent parfois que les brins de taillis tandis que les souches restent en place. Il est alors possible d'observer des souches d'un diamètre imposant et très âgées, creusées de micro-habitats, avec des brins relativement jeunes (Figure 148).

La Figure 149 présente de manière schématique le fonctionnement global de l'écosystème, ainsi que l'impact des principales menaces identifiées ci-après.

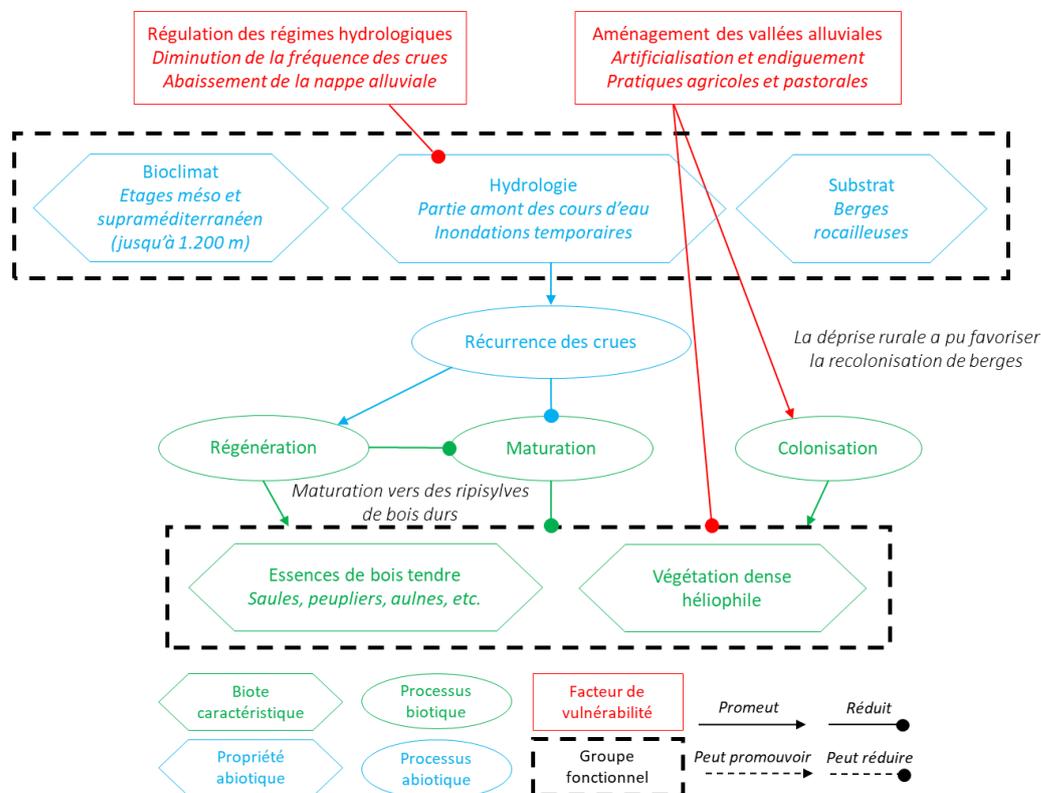


Figure 149 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées

## ■ Facteurs de vulnérabilité

### Régulation de la dynamique hydrologique

---

Pour les aulnaies-frênaies, comme pour les saulaies ou les peupleraies, un des principaux facteurs capables d'entraîner un effondrement de l'écosystème est la perte du caractère alluvial des boisements, lié à la suppression de l'instabilité des régimes hydrologiques des cours d'eau ou à la baisse du niveau des nappes souterraines.

Les aménagements qui limitent la fréquence et l'intensité des crues contraignent la régénération des aulnaies-frênaies, qui évoluent alors vers les stades de bois dur de la ripisylves. La déconnexion avec la nappe alluviale, soit par abaissement de son niveau, soit par régulation de son amplitude saisonnière, entraîne également une évolution des boisements de bois tendres vers des peuplements de bois durs.

### Destructions anthropiques

---

Des défrichements pour l'agriculture ou des aménagements (routes, chemins, campings, etc.) peuvent fragmenter et réduire la distribution des aulnaies-frênaies mais cette pression n'est pas homogène sur toute l'écorégion. Elle est par exemple moindre en Corse, ainsi qu'ailleurs à l'étage supraméditerranéen où sont surtout affectées les peupleraies occupant les parties aval des cours d'eau.

Les coupes de bois, et notamment celles des sujets les plus âgés, peuvent amener à une réduction de la diversité spécifique des aulnaies-frênaies matures liée à la présence de bois mort et de vieux individus. L'ouverture des ripisylves entraîne également une augmentation de la température de l'eau et une augmentation de l'évaporation, préjudiciables tant pour la faune que pour la flore.



## Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015)

---

### ■ Critère A : Réduction de la distribution spatiale

#### A.1 : Réduction au cours des 50 dernières années

---

Les aulnaies-frênaies riveraines sont des formations pionnières ou post-pionnières dont la distribution peut varier au cours du temps, en lien avec la dynamique des cours d'eau en bordure desquels elles se développent. Situées principalement en amont des cours d'eau, leur distribution à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne a probablement été peu affectée par la construction d'ouvrages et d'infrastructures permettant de réguler les régimes hydrologiques, au cours des 50 dernières années. Cependant, aucune donnée quantitative ne permet d'argumenter cette hypothèse.

Ces peuplements, inféodés aux fonds de vallées et aux secteurs à pentes plus ou moins fortes, ont probablement été moins confrontés à des destructions du fait de la progression des activités anthropiques. D'après l'avis des experts consultés, il semblerait même récemment, du fait de la déprise agricole, de nombreuses frênaies développent au sein des plaines et prairies alluviales méditerranéennes.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

#### A.2a : Réduction estimée au cours des 50 prochaines années

---

Aucune donnée ne permet de quantifier la réduction des peupleraies riveraines méditerranéennes au cours des 50 prochaines années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

#### A.2b : Réduction estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

Aucune donnée ne permet de quantifier la probable réduction actuelle de la distribution des aulnaies-frênaies riveraines.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### A.3 : Réduction depuis une référence historique (≈1750)

Aucune donnée historique ne permet de quantifier une quelconque réduction de la distribution des aulnaies-frênaies riveraines méditerranéennes depuis 1750.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

**L'écosystème « Aulnaies-frênaies riveraines méditerranéennes » est évalué Données-Insuffisantes (DD) selon le critère A.**

## ■ Critère B : Distribution spatiale restreinte

### B.1 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>)

La zone d'occurrence des aulnaies-frênaies riveraines méditerranéennes est supérieure au seuil du critère B1 (50 000 km<sup>2</sup>) (Figure 150 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) des points de relevés de aulnes en région méditerranéenne française (D'après IGN, 2016)). Les frênaies riveraines des deltas méditerranéens semblent cependant bien moins répandues que les autres types d'aulnaies-frênaies.

### B.2 : Zone d'occupation (maille 10x10 km)

Leur zone d'occupation serait également probablement supérieure au seuil de 50 mailles de 10x10 km du critère B2 (Figure 150 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) des points de relevés de aulnes en région méditerranéenne française (D'après IGN, 2016)).

### B.3 : nombre de localités

Le nombre de localités de cet écosystème est supérieur à 5 (seuil du critère B3).

## Déclin continu ou menace imminente

Les aulnaies-frênaies ont probablement été moins confrontés à des destructions que les peupleraies riveraines. Cet écosystème ne présente pas de déclin pouvant être considéré comme continu et n'est pas confronté à une menace susceptible d'entraîner un déclin continu au cours des 20 prochaines années.

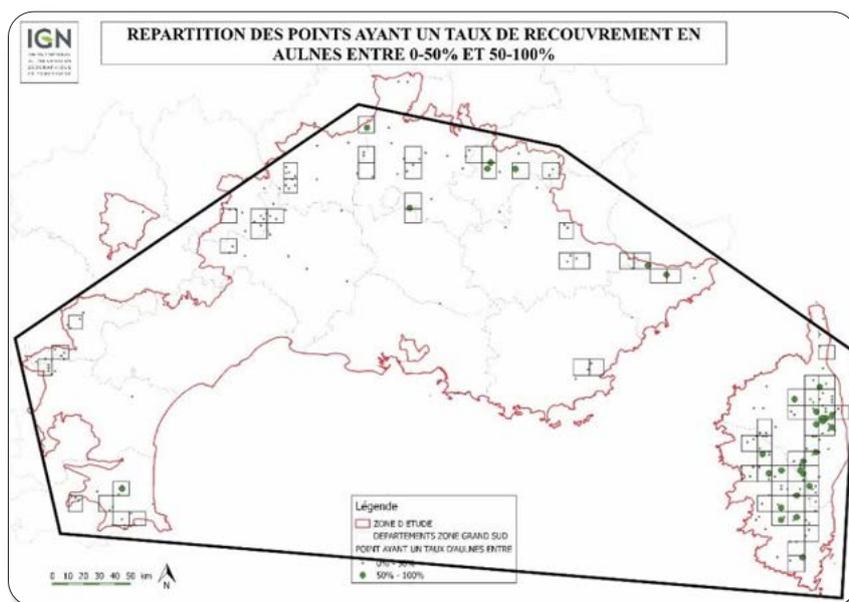


Figure 150 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) des points de relevés de aulnes en région méditerranéenne française (D'après IGN, 2016)

**L'écosystème « aulnaies-frênaies riveraines méditerranéennes » est évalué Préoccupation-mineure (LC) selon le critère B.**

## ■ Critère C : Dégradation de l'environnement abiotique

### C.1 Modification d'une variable abiotique au cours des 50 dernières années

---

Situées plutôt sur les secteurs amont des cours d'eau, les aulnaies-frênaies seraient peu affectées par les infrastructures de régulation des crues. Elles auraient même pu recoloniser de nombreux espaces du fait de l'abandon de certaines prairies alluviales.

Ces ripisylves sont par contre plus influencées par la fluctuation du niveau des nappes souterraines. Il n'existe cependant aucune donnée quantitative à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne concernant l'évolution de la récurrence des crues ou de la fluctuation des nappes alluviales au cours des 50 dernières années, principales variables abiotiques dont la modification peut entraîner les aulnaies-frênaies vers l'effondrement.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### C.2a Modification d'une variable abiotique estimée au cours des 50 prochaines années

---

Il n'existe aucune donnée quantitative à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne, ni même d'estimation issues de travaux de modélisations numériques, concernant l'évolution de la récurrence des crues ou du niveau des nappes alluviales au cours des 50 prochaines années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### C.2b Modification d'une variable abiotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

**De même que pour les critères C.1 et C.2a, ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### C.3 Modification d'une variable abiotique depuis une référence historique (≈1750)

---

Aucune donnée ne permet d'évaluer l'impact des modifications de la morphogénèse des cours d'eau et de leurs plaines alluviales depuis 1750 par rapport aux aulnaies-frênaies méditerranéennes.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

**L'écosystème « Aulnaies-frênaies riveraines méditerranéennes » est évalué Données-Insuffisantes (DD) selon le critère C.**

## ■ Critère D : Perturbation des processus et interactions biotiques

### D.1 Modification d'une variable biotique au cours des 50 dernières années

---

Si les aulnaies-frênaies sont des formations essentiellement pionnières et post-pionnières, leurs peuplements peuvent également atteindre des stades matures sans que d'autres types de peuplements leur succèdent. La maîtrise des régimes hydrologiques de certains cours d'eau au cours des 50 dernières années, qui favorise la dynamique des ripisylves vers des boisements à bois dur, n'aurait alors pas nécessairement entraîné la substitution des aulnaies-frênaies affectées. De plus, les peuplements qui ont récemment colonisé certaines plaines alluviales sont en cours de maturation.

Les ripisylves sont cependant des milieux très propices à l'implantation d'espèces envahissantes mais aucune donnée ne permet d'évaluer l'étendue des ripisylves qu'elles ont pu coloniser, tout comme l'intensité des perturbations que ces espèces peuvent occasionner.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### D.2a Modification d'une variable biotique estimée au cours des 50 prochaines années

---

La progression des espèces exotiques envahissantes au sein des ripisylves est susceptible de s'accélérer au cours des 50 prochaines années, mais il n'existe aucune donnée permettant de quantifier cette probable progression.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

## D.2b Modification d'une variable biotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

**De même que pour les critères D.1 et D.2a, Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

## D.3 Modification d'une variable biotique depuis une référence historique (≈ 1750)

---

Les aulnaies-frênaies méditerranéennes auraient pu bénéficier, dans un premier temps, de la diminution de la morphogénèse des cours d'eau méditerranéens observée au début du XXème siècle après une période de fort dynamisme. Une partie de ces peuplements a également pu évoluer vers des stades plus matures.

Il est cependant impossible, au vue des données existantes, d'évaluer de manière quantitative l'évolution historique de la composition des forêts riveraines de bois tendre dominées par les aulnes et les frênes.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

**L'écosystème « Aulnaies-frênaies riveraines méditerranéennes » est évalué Données-Insuffisantes (DD) selon le critère D.**

### ■ 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 peupleraies riveraines à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne française, qui soit capable de prendre en compte l'ensemble des facteurs pouvant conduire à cet effondrement.

**La catégorie DD est attribuée à l'écosystème « Aulnaies-frênaies riveraines méditerranéennes » pour ce critère.**

## ■ Bilan de l'évaluation des Aulnaies-frênaies riveraines méditerranéennes en France

Critère	Sous-critère	Statut
<b>A : Réduction de la distribution spatiale</b>	A.1 : 50 dernières années	DD
	A.2a : 50 prochaines années	DD
	A.2b : 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	A.3 : Depuis une référence historique (≈1750)	DD
<b>B : Distribution spatiale restreinte</b>	B1. Zone d'occurrence	LC
	B2. Zone d'occupation	LC
	B3. Nombre de localités	LC
<b>C : Dégradation de l'environnement abiotique</b>	C.1 50 dernières années	DD
	C.2a 50 prochaines années	DD
	C.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	C.3 Depuis une référence historique (≈1750)	DD
<b>D : Perturbation des processus et interactions biotiques</b>	D.1 50 dernières années	DD
	D.2a 50 prochaines années	DD
	D.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	D.3 Depuis une référence historique (≈1750)	DD
<b>E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème</b>		DD
<b>Statut de l'écosystème</b>	<b>DD</b>	

## ■ Fiabilité de l'évaluation

Médiocre (données robustes quant à la description des composantes biotiques, abiotiques et du fonctionnement de ces écosystèmes mais aucune donnée quantitative utilisable pour l'évaluation, pas de données de superficie ni de distribution, dires d'experts).

## ■ Évaluateur

Comité français de l'UICN (Magali Rossi, Aurélien Carré)



## Bilan et interprétation de l'évaluation

---

La distribution des aulnaies-frênaies méditerranéennes varie nécessairement au cours du temps, en lien avec la dynamique des cours d'eau en bordure desquels elles se développent. Cependant, de par leur développement au sein des secteurs amont des vallées alluviales, cette distribution a probablement été peu affectée par les infrastructures de régulation des régimes hydrologiques et l'aménagement des rives. Ces forêts riveraines auraient même recolonisé de nombreuses plaines alluviales du fait de l'abandon des pratiques pastorales sur ces milieux.

Les aulnaies-frênaies occupent ainsi plutôt les parties amont des cours d'eau méditerranéens, dans des contextes plus accidentés que les peupleraies riveraines méditerranéennes. Elles seraient pour ces raisons sans doute moins menacées. Cet écosystème reste cependant encore très peu documenté et est évalué Données-Insuffisantes (DD) en France selon la méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN.



## Références

---

**Bardat J., Bioret F., Botineau M., Boulet V., Delpech R., Géhu J.-M., Touffet J., 2001.** *Prodrome des végétations de France*, MNHN, 143 p.

**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, 339 p + 423 p + CD.

**Bissardon M., Guibal L., Rameau J.-C., 1997.** *CORINE biotopes. Version originale. Types d'habitats français*, ENGREF, MNHN, 175 p.

**Davies C. E., Moss D., O Hill M., 2004.** *Eunis habitat classification revised 2004*, European Environment Agency, 307 p.

**GAMISANS J., 2013.** *Forêts marécageuses, ripisylves et fruticées ripicoles de Corse*, Bull. Soc. Bot. Centre-Ouest, NS, 44, pp. 383 - 452.

**IGN, 2016.** *Elaboration de cartes des peuplements et de cartogramme des espèces dans la zone d'étude de l'arc méditerranéen, statistiques sur la répartition, la quantification et la part de forêts anciennes de Cassini des peuplements étudiés*, Convention UICN-IGN.

**Louvel J., Gaudillat V., Poncet, 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.

**Rameau J.-C., Mansion D., Dumé G., Gauberville C., 2008.** *Flore forestière française, Guide écologique illustré, Tome 3 : Région méditerranéenne*, Institut pour le Développement Forestier, 2426 p.

# Ormaies riveraines méditerranéennes



## Présentation et distribution géographique

Les ormaies riveraines font partie des peuplements riverains dits de « bois dur ». Elles se développent en effet sur les hauteurs des terrasses alluviales du lit majeur des fleuves et des grands cours d'eau, à une plus grande distance du lit mineur que les peuplements de bois tendre. Les peuplements de bois dur peuvent également succéder aux peuplements de bois tendre en cas d'absence prolongée de perturbation. Les ormaies riveraines méditerranéennes sont ainsi relativement éloignées du cours d'eau et ne sont inondées que lors de crues exceptionnelles.

Les ormaies riveraines sont des écosystèmes rares, l'Orme champêtre se trouvant le plus souvent en mélange avec le Frêne à fleur et/ou le Chêne pubescent. Ce sont de plus des écosystèmes riverains en situation clairement marginale dans le domaine méditerranéen. On trouve cependant quelques ormaies riveraines dans la vallée du Rhône, sur les rives du fleuve et de ses anciens bras. Un peuplement d'ormes est par exemple recensé sur l'île aux Castors, dans la vallée du Rhône, par Schnitzler et Carbiener (2006). On trouve également des ormaies riveraines le long d'autres cours d'eau permanents méditerranéens comme le Tech (66) ou la Sorgue (84). En Corse, de très rares localités de petites surfaces sont signalées dans les plaines (Panaïotis, comm. pers.).

L'aire potentielle de répartition des ormaies riveraines méditerranéennes serait identique à celle des peupleraies blanches car les ormaies en représentent le stade de maturité. Cependant, les ormaies sont beaucoup plus rares car les peupleraies blanches n'atteignent que rarement un stade mature (Figure 151).



Figure 151 : Répartition géographique de l'habitat élémentaire 92A0.9 « Chênaies-Ormaies méditerranéennes » (Bensettiti et al., (coord), 2001)



## Classification

### ■ EUNIS / Corine Biotope

Nous retenons pour l'écosystème « Ormaies riveraines méditerranéennes », l'unité présentée dans le Tableau 39.

**Tableau 39. Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Ormaies riveraines méditerranéennes » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013)**

Code	Intitulé	Description
G1.3	Forêts riveraines méditerranéennes	Forêts alluviales et forêts galeries de la région méditerranéenne. Une seule espèce, un petit nombre d'espèces, ou un grand nombre d'espèces différentes dont <i>Fraxinus</i> , <i>Liquidambar</i> , <i>Platanus</i> , <i>Populus</i> , <i>Salix</i> , <i>Ulmus</i> , peuvent prédominer. Sont exclues les saulaies méditerranéennes (G1.1) et la végétation arbustive riveraine (F9.3).
G1.32	Ormaies riveraines méditerranéennes	Bois dominés par les Ormes, se formant habituellement à la frange extérieure, plus sèche en régime méditerranéen, des galeries riveraines ou lacustres, sur des sols eutrophes. Ils sont constitués d' <i>Ulmus minor</i> ou, en Méditerranée orientale et dans les îles maltaises, d' <i>Ulmus canescens</i> . <i>Populus alba</i> et <i>Fraxinus angustifolia</i> font souvent partie de la strate arborée et <i>Arum italicum</i> , <i>Ranunculus ficaria</i> , <i>Acanthus mollis</i> , <i>Brachypodium sylvaticum</i> , <i>Elymus caninus</i> , <i>Rubus ulmifolius</i> sont caractéristiques du sous-bois. Denses et sombres dans leur forme naturelle, ces forêts ont été extrêmement réduites et dégradées par les activités humaines. Les exemples les plus caractéristiques qui subsistent sont probablement ceux de la péninsule Ibérique, bien que des fragments soient encore signalés en France, en Italie, dans les îles maltaises, en Grèce, en Asie Mineure et en Afrique du nord.

Cette unité EUNIS correspondent à l'unités 44.62 de Corine Biotope (Bissardon et al., 1997).

### ■ Types d'habitats d'intérêt communautaire (Bensettiti et al., (coord), 2001)

Les ormaies riveraines méditerranéennes correspondent à l'habitat élémentaire 92A0-9 « Chênaies-Ormaies méditerranéennes », inclus dans l'habitat générique 92A0 « Forêts galeries à *Salix alba* et *Populus alba* » définis au niveau européen dans le cadre de la Directive « Habitats-Faune-Flore ».

### ■ Classification phytosociologique (Bardat et al., 2004)

- **Classe** : *Querco Fagetea*
  - **Ordre** : *Populetalia albae*
    - **Alliance** : *Fraxino angustifoliae-Ulmenion minoris*

### ■ IUCN Habitats classification scheme (Version 3 .1)

Forêt tempérée.



## Description

Les ormaies riveraines méditerranéennes sont des peuplements riverains de bois dur en situation marginale dans le domaine méditerranéen français. Ces ormaies sont ainsi essentiellement cantonnées à la vallée du Rhône, ainsi qu'à quelques stations le long des plus grands cours d'eau méditerranéen du continent et de Corse.

Ces peuplements riverains se développent sur les hauteurs des terrasses alluviales du lit majeur et sont relativement éloignées du cours d'eau.

### ■ Biote indigène caractéristique

## Végétation

### Essences dominantes

L'Orme champêtre (*Ulmus minor*) fait partie des essences de bois dur des écosystèmes forestiers riverains, avec notamment le Frêne oxyphylle (*Fraxinus angustifolia*). Le développement des ormaies riveraines et des peuplements riverains de bois dur intervient en effet à une plus grande distance du cours d'eau que celui des peuplements de bois tendre, ou en succession de ces derniers en cas d'absence prolongée de perturbation. Les ripisylves de bois dur sont ainsi les types de boisements alluviaux les plus complexes, que ce soit en termes de structure ou de composition.

### Espèces associées

On dénombre plus de 15 espèces ligneuses capables de se développer au sein des ormaies riveraines méditerranéennes (Tableau 40), voire jusqu'à 40 dans certains boisements (Pont, 2007).

Tableau 40. Espèces typiques des ormaies méditerranéennes (Tchou, 1948 ; Bensettiti et al., (coord), 2001)

Formation	Espèces typiques
<b>Strate arborée :</b>	Très diversifiée, mélange d'Orme champêtre ( <i>Ulmus minor</i> ), Frêne oxyphylle ( <i>Fraxinus angustifolia</i> ssp. <i>oxycarpa</i> ), Peuplier blanc ( <i>Populus alba</i> ), Peuplier noir ( <i>Populus nigra</i> )
<b>Strate arbustive :</b>	Très fournie, composée d'arbustes variés comme le Cornouiller sanguin ( <i>Cornus sanguinea</i> ) et le Troène ( <i>Ligustrum vulgare</i> ), ainsi que de lianes comme la Vigne sauvage ( <i>Vitis vinifera</i> ) ou le Lierre ( <i>Hedera helix</i> ).
<b>Strate herbacée :</b>	bien développée, avec Brachypode des bois ( <i>Brachypodium sylvaticum</i> ), Cucubale à baies ( <i>Cucubalus baccifer</i> )

### ■ Milieu physique

## Bioclimat et hydrologie

En région méditerranéenne, les ormaies sont présentes à moins de 200 m d'altitude, aux étages méso et supraméditerranéen (Figure 152).

Elles se développent sur les plus hautes terrasses alluviales du lit majeur et sont ainsi relativement éloignées du lit mineur, inondées que lors de crues exceptionnelles.

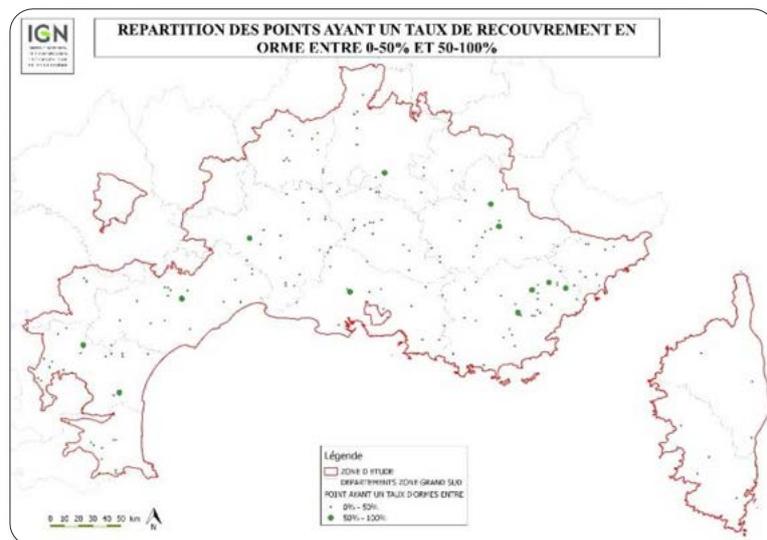


Figure 152 : Localisation des relevés IFN avec taux de recouvrement d'Ormes entre 0-50 % et 50-100 % dans l'écorégion méditerranéenne française (IGN, 2016)

## Sol

Les ormaies riveraines se développent sur des sols alluviaux riches, évolués et présentant une épaisse couche de sables et de limons. Ces sols sont en relation permanente avec une nappe d'eau souterraine soumise à des fluctuations saisonnières plus ou moins importantes.

## Histoire et ancienneté

Les stations où se développent les ormaies riveraines sont moins soumises à la dynamique fluviale que celles où se développent les saulaies, les peupleraies et les aulnaies-frênaies. Toutefois, les ormaies ne correspondent que rarement à des forêts dites anciennes car la plupart des lits majeurs des cours d'eau ont connu de profonds changements au cours de l'histoire, notamment dans le cas des cours d'eau ayant des modèles en tresses. L'état boisé des peuplements riverains, même dominés par les ormes et autres essences de bois durs, est alors rarement ancien.

### ■ Processus et interactions clés

## Dynamique de la végétation

Dans la dynamique naturelle des ripisylves méditerranéennes, les ormaies riveraines succèdent aux peuplements de bois tendre et en particulier aux peupleraies, en cas d'absence prolongée de perturbations. Ce ne serait cependant pas toujours le cas en Corse (Gamisans, 2013). Les ormaies représentent également les stades évolués des aulnaies-frênaies dont les essences principales restent associées aux ormes.

Le dépérissement généralisé des ormes adultes causé par la Graphiose a cependant obscurci les limites entre les frênaies et les ormaies, les frênes se substituant aux ormes dans la canopée sans rester en mélange avec les jeunes ormes issus de régénérations.

## Maturité et structure

La structure naturelle des ormaies riveraines est celle d'une futaie irrégulière, dense et comportant plusieurs strates. Toutefois, les ormaies sont souvent trop jeunes pour avoir atteint cette irrégularité, ou bien elles ont été gérées en taillis sous futaie ou en taillis. La Graphiose a quant à elle entraîné la quasi disparition des ormes adultes en France depuis les années 1970, annihilant de fait toute possibilité aux ormaies d'atteindre un stade mature.

La Figure 153 présente de manière schématique le fonctionnement global de l'écosystème, ainsi que l'impact des principales menaces identifiées ci-après.

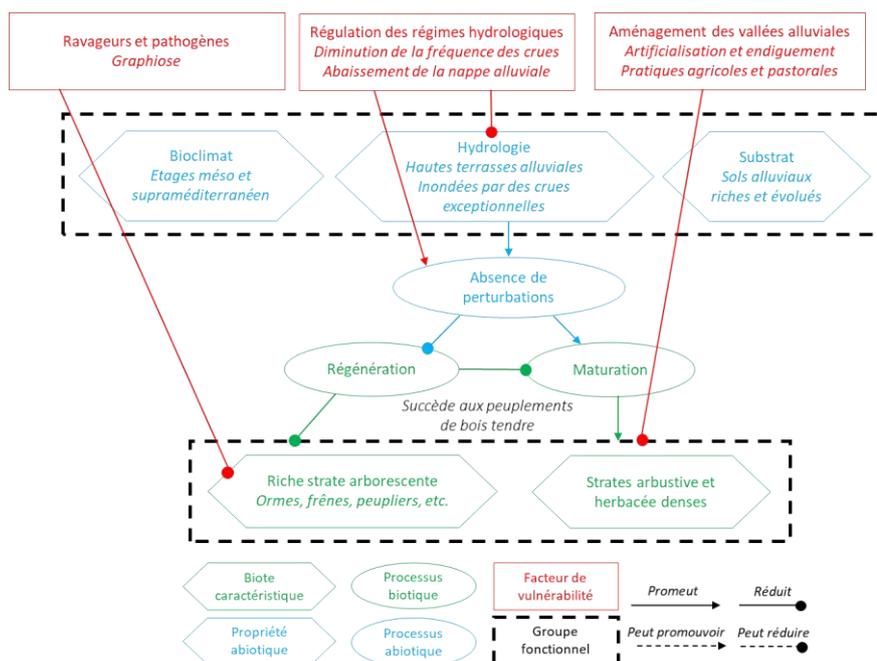


Figure 153 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées

## ■ Facteurs de vulnérabilité

### Ravageurs et pathogènes

---

La graphiose est une maladie de l'Orme généralement fatale et provoquée par un champignon microscopique (*Ophiostoma novo-ulmi*), probablement introduit depuis l'Asie. Ce champignon se développe dans les vaisseaux de l'arbre et perturbe gravement la circulation de la sève, ce qui provoque un flétrissement du feuillage et la mort des ormes les plus sensibles, généralement en moins de deux ans. Ce parasite se transmet localement par les greffes racinaires entre individus proches mais surtout par l'intermédiaire des scolytes. Il s'agit alors d'une symbiose entre ces deux espèces, l'insecte xylophage utilisant le champignon pour digérer le bois tandis que ce dernier se répand dans les vaisseaux de l'arbre hôte. De plus, chaque arbre dépérissant favorise la reproduction des scolytes, accélérant davantage la propagation du champignon aux arbres alentours.

La première épidémie européenne a débuté en 1916, depuis la Hollande. La seconde épidémie s'est quant à elle manifestée au début des années 1970 et constitue la plus grave catastrophe écologique subie par une espèce d'arbre depuis des siècles, en France mais aussi en Europe (Pinon et Feugey, 1994). La quasi-totalité des ormes adultes a ainsi disparu du paysage métropolitain, remplacés au sein des ripisylves par les frênes et autres essences de bois dur en peuplement mélangés. Il est ainsi estimé que 90 % des ormes champêtres adultes d'Europe et d'Amérique du Nord sont morts depuis les premières attaques.

L'espèce n'a pour autant pas disparue car les arbres infectés ont bien souvent donné naissance à des rejets ou à des drageons. Ces derniers atteignent cependant rarement le stade adulte car ils sont à leur tour atteints par la graphiose après quelques années. Les ormes qui subsistent dans le paysage sont ainsi cantonnés à l'état d'arbuste et, surtout, ils sont souvent trop jeunes pour se reproduire autrement que par rejet de souche.

### Régulation de la dynamique hydrologique

---

Les ormaies riveraines sont des forêts alluviales de bois dur et sont donc moins affectées par la modification anthropique des régimes hydrologiques des cours d'eau méditerranéens. Par contre, la construction d'infrastructures assurant une régulation des régimes de crues a également entraîné la régulation du niveau d'eau des nappes phréatiques souterraines, dont la fluctuation est en partie garante du caractère alluvial des forêts riveraines. Les ormaies sont de plus principalement inféodées aux plaines alluviales des fleuves et grands cours d'eau, principalement concernés par la construction de telles infrastructures.

### Destructions anthropiques

---

Un autre facteur pouvant entraîné l'effondrement des peuplements de bois durs que sont les ormaies riveraines est l'artificialisation des plaines alluviales, à des fins agricoles ou d'urbanisation.



## Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015)

---

### ■ Critère A : Réduction de la distribution spatiale

#### A.1 : Réduction au cours des 50 dernières années

---

Les ormaies riveraines méditerranéennes, comme l'ensemble des peuplements d'ormes de France et d'Europe, ont principalement régressé du fait de l'épidémie de graphiose, toujours active depuis le début des années 1970. Cette maladie aurait en effet provoqué la mort de près de 90 % des ormes adultes. Il est ainsi probable que des ormaies riveraines aient disparues de nombreux sites avant même qu'elles aient pu être inventoriées. Aucune donnée quantitative ne permet pourtant d'estimer la réduction de la distribution de cet écosystème au cours des 50 dernières années.

Les ormes affectés ont cependant souvent pu rejeter de souche et constituer alors des peuplements de jeunes individus, par ailleurs présents dans de nombreuses forêts alluviales méditerranéennes.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

## A.2a : Réduction estimée au cours des 50 prochaines années

---

La graphiose est toujours présente en France et la mort des individus atteignant l'âge adulte entraîne progressivement une substitution des formations dominées par les ormes par d'autres types de peuplements riverains. Aucune donnée ne permet cependant de quantifier ou d'estimer la régression des ormaies riveraines au cours des 50 prochaines années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

## A.2b : Réduction estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

**Comme pour les sous-critères A1 et A2a, Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

## A.3 : Réduction depuis une référence historique ( $\approx 1750$ )

---

La graphiose est présente en France depuis 1925. Cette maladie est donc susceptible d'avoir entraîné une réduction de la distribution des ormaies riveraines méditerranéennes depuis cette date, sans qu'aucune donnée ne permette de quantifier cette réduction.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

**L'écosystème « Ormaies riveraines méditerranéennes » est évalué Données-Insuffisantes (DD) selon le critère A.**

### ■ Critère B : Distribution spatiale restreinte

#### B.1 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>)

---

La zone d'occurrence des ormaies riveraines méditerranéennes est supérieure au seuil du critère B1 (50 000 km<sup>2</sup>) (Figure 154). Elle comprend en effet l'ensemble des lits majeurs des cours d'eau méditerranéens du continent et de Corse.

#### B.2 : Zone d'occupation (maille 10x10 km)

---

La zone d'occupation des ormaies riveraines méditerranéennes pourrait être inférieure à 50 mailles de 10x10 km (Figure 154) mais aucun inventaire précis ne permet de l'affirmer.

#### B.3 : nombre de localités

---

Le nombre de localités de cet écosystème est supérieur à 5 (seuil du critère B3).

### Déclin continu ou menace imminente

---

Une zone d'occupation inférieure à 50 mailles permettrait l'attribution de la catégorie Vulnérable (VU). La perturbation de cet écosystème que représente la Graphiose pourrait quant à elle être considérée comme un déclin continu de l'intégrité des interactions biotiques.

En effet, cette maladie ne permet pas aux jeunes individus d'atteindre l'âge adulte et entraîne une substitution par d'autres essences telles que le Frêne ou la maturation des peupleraies riveraines, sans développement des ormaies. Cependant, aucune donnée ne permet de réellement quantifier la zone d'occupation des ormaies riveraines méditerranéennes.

**L'écosystème « Ormaies riveraines méditerranéennes » est évalué Données-Insuffisantes (DD) selon le critère B.**

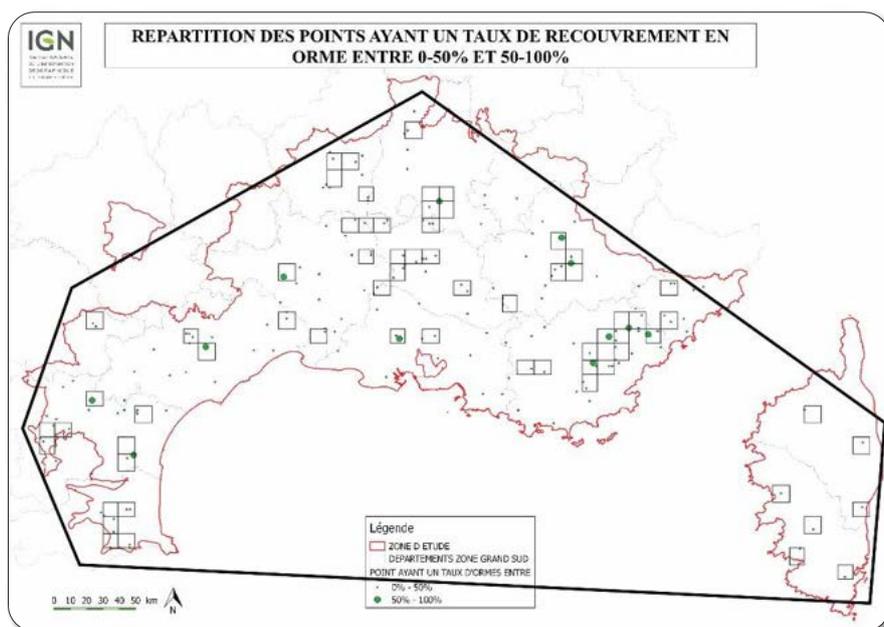


Figure 154 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) des points de relevés des ormes en région méditerranéenne française (D'après IGN, 2016)

## ■ Critère C : Dégradation de l'environnement abiotique

### C.1 Modification d'une variable abiotique au cours des 50 dernières années

La diminution de l'amplitude saisonnière du niveau des nappes souterraines a pu favoriser la progression des essences les moins hygrophiles, notamment le Chêne pubescent, en substitution aux peuplements alluviaux de bois dur. Aucune donnée ne permet cependant de quantifier ce phénomène à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### C.2a Modification d'une variable abiotique estimée au cours des 50 prochaines années

Aucune donnée ne permet de quantifier ou d'estimer une modification de variable abiotique au cours des 50 prochaines années, pour cet écosystème.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### C.2b Modification d'une variable abiotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

**Comme pour C1 et C2a, ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### C.3 Modification d'une variable abiotique depuis une référence historique (≈1750)

Il est possible qu'une variable abiotique ait été modifiée depuis 1750 de manière à pouvoir conduire cet écosystème vers l'effondrement, notamment en ce qui concerne la fluctuation saisonnière du niveau des nappes alluviales des grands fleuves méditerranéens. Cependant, aucune donnée ne permet de quantifier cette modification historique.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

**L'écosystème « Ormaies riveraines méditerranéennes » est évalué Données-Insuffisantes (DD) selon le critère C.**

## ■ Critère D : Perturbation des processus et interactions biotiques

### D.1 Modification d'une variable biotique au cours des 50 dernières années

---

L'élimination par la graphiose de la quasi-totalité des ormes adultes représente une importante perturbation des interactions biotiques, dans la mesure où seuls de jeunes rejets de souche subsistent et qu'ils sont incapables de former une strate structurante. Les ormaies riveraines sont alors susceptibles d'évoluer vers d'autres types de peuplements, notamment dominés par les frênes.

De plus, les effets combinés de la graphiose et de la régulation du niveau des nappes alluviales ont pu favoriser une évolution des peuplements riverains de bois dur vers des peuplements non alluviaux dominés par des chênes pubescents, ou en mélange avec les chênes pédonculés. Aucune donnée ne permet cependant d'évaluer l'évolution de la composition floristique des ormaies riveraines méditerranéennes au cours des 50 dernières années. La graphiose aurait donc affecté l'ensemble des ormaies riveraines méditerranéennes au cours des 50 dernières années. Cependant, bien que certaines études estiment que près de 90 % des ormes adultes auraient été éliminés en France, aucune étude n'a spécifiquement porté sur les ormaies riveraines méditerranéennes.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### D.2a Modification d'une variable biotique estimée au cours des 50 prochaines années

---

Aucune donnée ne permet d'évaluer l'évolution de la composition floristique des ormaies riveraines méditerranéennes au cours des 50 prochaines années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### D.2b Modification d'une variable biotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

**Comme pour D1 et D2a, ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### D.3 Modification d'une variable biotique depuis une référence historique (≈1750)

---

La graphiose est avérée en France depuis le milieu des années 1920. Elle serait responsable d'une disparition de plus de 90 % des ormes matures, ce qui aurait entraîné l'effondrement d'une large proportion des peuplements forestiers qu'ils dominent. Cependant, aucune étude n'a spécifiquement porté sur les ormaies riveraines méditerranéennes.

**Nous proposons la catégorie Données-Insuffisantes (DD) pour ce sous-critère.**

**L'écosystème « Ormaies riveraines méditerranéennes » est évaluée Données-Insuffisantes (DD) selon le critère D.**

## ■ 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 ormaies riveraines méditerranéennes à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne française, qui soit capable de prendre en compte l'ensemble des facteurs pouvant conduire à cet effondrement.

**L'écosystème « Ormaies riveraines méditerranéennes » est évaluée Données-Insuffisantes (DD) selon le critère E.**

## ■ Bilan de l'évaluation des Ormaies riveraines méditerranéennes en France

<i>Critère</i>	<i>Sous-critère</i>	<i>Statut</i>
<b>A : Réduction de la distribution spatiale</b>	A.1 : 50 dernières années	DD
	A.2a : 50 prochaines années	DD
	A.2b : 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	A.3 : Depuis une référence historique (≈1750)	DD
<b>B : Distribution spatiale restreinte</b>	B1. Zone d'occurrence	LC
	B2. Zone d'occupation	DD
	B3. Nombre de localités	LC
<b>C : Dégradation de l'environnement abiotique</b>	C.1 50 dernières années	DD
	C.2a 50 prochaines années	DD
	C.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	C.3 Depuis une référence historique (≈1750)	DD
<b>D : Perturbation des processus et interactions biotiques</b>	D.1 50 dernières années	DD
	D.2a 50 prochaines années	DD
	D.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	D.3 Depuis une référence historique (≈1750)	DD
<b>E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème</b>		DD
<b>Statut de l'écosystème</b>	<b>DD</b>	

### ■ Fiabilité de l'évaluation

Médiocre (données robustes quant à la description des composantes biotiques, abiotiques et du fonctionnement de ces écosystèmes mais aucune donnée quantitative utilisable pour l'évaluation, pas de données de superficie ni de distribution, dires d'experts).

### ■ Évaluateur

Comité français de l'UICN (Magali Rossi, Aurélien Carré)



## Bilan et interprétation de l'évaluation

Les ormaies riveraines méditerranéennes apparaissent particulièrement vulnérables face à la graphiose, maladie provoquée par l'attaque d'un champignon et ayant entraîné la mort de la plupart des ormes adultes en France. Les ormaies riveraines pourraient ainsi avoir disparu dans de nombreux secteurs non étudiés, même si beaucoup de jeunes ormes sont toujours observés au sein des forêts riveraines méditerranéennes.

Ces forêts riveraines de bois dur sont uniquement inondées lors des crues exceptionnelles et ont probablement été moins affectées par les modifications des régimes hydrologiques des cours d'eau méditerranéens, engendrées par la construction d'infrastructures de régulation des crues. Ces aménagements ont cependant également régulé le niveau des nappes alluviales dont la fluctuation est nécessaire au maintien des peuplements forestiers riverains de bois dur.

Malgré le constat des ravages de la graphiose au sein des ormaies françaises, aucune donnée n'est disponible concernant la réduction de la superficie couverte par les ormaies riveraines méditerranéennes ou l'impact réel de la graphiose sur leur fonctionnement écologique ou leur composition. Les ormaies riveraines méditerranéennes sont par conséquent évaluées Données-Insuffisantes (DD) en France selon la méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN.



## Références

- Bardat J., Bioret F., Botineau M., Boulet V., Delpech R., Géhu J.-M., Touffet J., 2001.** *Prodrome des végétations de France*, MNHN, 143 p.
- 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, 339 p + 423 p + CD.
- Bensettiti F., Barbéro M., 2009.** *Les frênaies thermophiles à Fraxinus angustifolia, un habitat d'intérêt communautaire (UE 91B0) du sud de la France. Présentation et synthèse à l'échelle du domaine méditerranéen*, Service Du Patrimoine Naturel, 48 p.
- Bissardon M., Guibal L., Rameau J.-C., 1997.** *CORINE biotopes. Version originale. Types d'habitats français*, ENGREF, MNHN, 175 p.
- Davies C. E., Moss D., O Hill M., 2004.** *Eunis habitat classification revised 2004*, European Environment Agency, 307 p.
- Gamisans J., 2013.** *Forêts marécageuses, ripisylves et fruticées ripicoles de Corse*, Bull. Soc. Bot. Centre-Ouest, NS, 44, pp. 383 - 452.
- IGN, 2016.** *Elaboration de cartes des peuplements et de cartogramme des espèces dans la zone d'étude de l'arc méditerranéen, statistiques sur la répartition, la quantification et la part de forêts anciennes de Cassini des peuplements étudiés*, Convention UICN-IGN.
- Louvel J., Gaudillat V., Poncet, 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.
- Pinon J., Feugey L., 1994.** *La graphiose de l'orme : une maladie dévastatrice à causes bien identifiées*, Revue Forestière Française, XLVI(5), pp 422–430.
- Pont B., 2007.** *Les forêts alluviales des grands cours d'eau*, Les Cahiers techniques de Rhône-Alpes, 23 p.
- Rameau J.-C., Mansion D., Dumé G., Gauberville C., 2008.** *Flore forestière française, Guide écologique illustré, Tome 3 : Région méditerranéenne*, Institut pour le Développement Forestier, 2426 p.
- Schnitzler A., Carbiener R., 2006.** *Biodiversité comparée des ripisylves du Rhône et de ses affluents (Cèze, Ouvèze, Durance) dans la région méditerranéenne*, Forêt Méditerranéenne, XXVII(1), pp 43–58.

# Forêts galeries à Laurier rose, Gattilier ou Tamaris



## Présentation et distribution géographique

Les forêts galeries à Laurier rose, Gattilier ou Tamaris sont des écosystèmes forestiers caractéristiques de l'étage bioclimatique thermoméditerranéen qui se développent à proximité de petits cours d'eau intermittents. Ces forêts galeries constituent un liseré le long des côtes méditerranéennes françaises, bien présentes en Corse et plus ponctuelles sur le littoral du Var et des Alpes-Maritimes.

Les formations riveraines dominées par le Laurier rose se rencontrent en Provence littorale siliceuse (régions d'Hyères, La Londe, Fréjus, Le Muy) et calcaire (Le Revest, Dardennes), ainsi qu'en Corse (aux environs de Saint-Florent, le long du fleuve de Fium'Albino, des ruisseaux de Luri, Stuetta et de Poggio) (Paradis, 2006). Les formations dominées par le Gattilier sont quant à elles signalées dans le Var (vallon de la Gaillarde et environs, Pampelonne), dans les Albères orientales (Banyuls, Port-Vendre) et en Corse (littoral de Saint-Florent, d'Ajaccio, îles Sanguinaires, Cap Corse). Enfin, les formations à Tamaris se trouvent de manière plus ponctuelle sur le littoral corse. Des forêts galeries à Tamaris sont également observées en Camargue ainsi que sur la côte languedocienne, le long des lagunes, bien qu'elles ne se développent pas sous un bioclimat thermoméditerranéen (Bensettiti et al., (coord), 2001).

La répartition de l'habitat « galeries et fourrés riverains méridionaux (*Nerio-Tamaricetea* et *Securinegion tinctoriae*) » est estimée à près de 11 900 km<sup>2</sup> par l'évaluation communautaire de 2012, pour une surface couverte estimée à 200 ha (Figure 155). Cette surface est sans doute minimisée (Argagnon, comm. pers.).

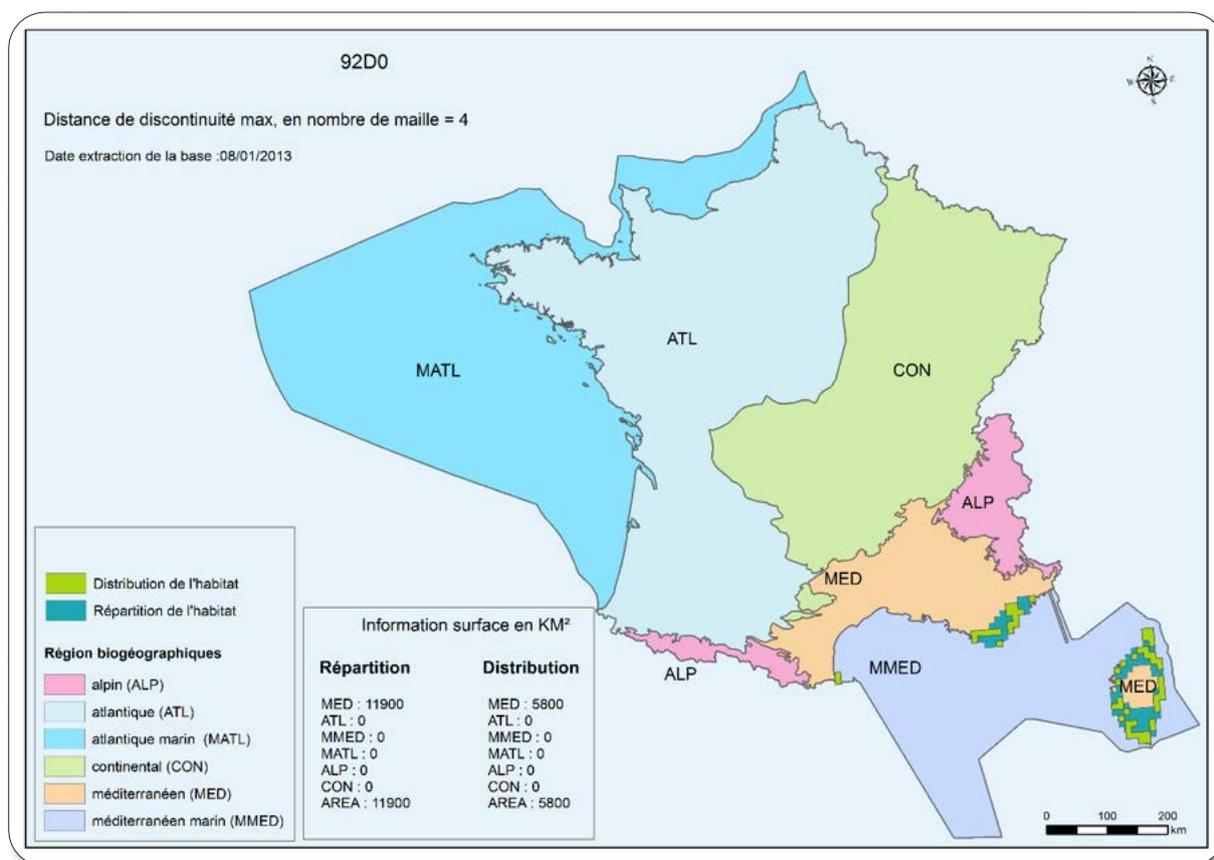


Figure 155 : Répartition et distribution de l'habitat 92D0 « Galeries et fourrés riverains méridionaux (*Nerio-Tamaricetea* et *Securinegion tinctoriae*) » (Évaluation communautaire, 2012)



## Classification

### ■ EUNIS / Corine Biotope

Nous retenons pour l'écosystème « Forêts galeries à Laurier rose, Gattilier ou Tamaris », les unités présentées dans le Tableau 41.

**Tableau 41. Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Forêts galeries à Laurier rose, Gattilier ou Tamaris » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013)**

Code	Intitulé	Description
F 9.3	Galerias et fourrés riverains méridionaux	Galerias, fourrés de Tamaris, de Lauriers roses et de Gattiliers et autres formations ligneuses basses similaires des zones humides et des cours d'eau permanents ou temporaires de l'étage thermoméditerranéen et du sud-ouest de la péninsule Ibérique.
F9.31	<b>Galerias à <i>Nerium oleander</i>, <i>Vitex agnus-castus</i> et <i>Tamarix</i></b>	<b>Fourrés et galerias de <i>Nerium oleander</i>, <i>Vitex agnus-castus</i> ou <i>Tamarix</i> spp. des secteurs méridionaux du domaine Paléarctique</b>
F9.311	Galerias à Laurier rose	Cordons et rideaux de <i>Nerium oleander</i> , souvent accompagné par <i>Tamarix</i> spp., <i>Vitex agnus-castus</i> , <i>Dittrichia viscosa</i> , <i>Saccharum ravennae</i> , <i>Arundo donax</i> , <i>Rubus ulmifolius</i> . Ils sont surtout caractéristiques des cours d'eau temporaires, mais bordent aussi les petites et parfois les grandes rivières, et marquent les sources et les zones à nappe phréatique élevée.
F9.312	Fourrés de Gattilier	Formations à <i>Vitex agnus-castus</i> des cours d'eau temporaires et d'autres sites humides, principalement de la zone thermoméditerranéenne.
F9.313	Fourrés Méditerranéo-macaronésiens à Tamaris	Formations de <i>Tamarix</i> spp., notamment <i>Tamarix gallica</i> , <i>Tamarix africana</i> , <i>Tamarix canariensis</i> , <i>Tamarix parviflora</i> , <i>Tamarix tetrandra</i> , <i>Tamarix dalmatica</i> , <i>Tamarix smymensis</i> , <i>Tamarix hampeana</i> , <i>Tamarix boveana</i> . Elles sont surtout présentes sur les rives fluviales, les zones humides et les sites littoraux du bassin méditerranéen, du littoral méditerranéen de la mer Noire, du littoral thermo-atlantique et des plaines de l'Europe sud-occidentale et des îles macaronésiennes.
F9.3131	..... ouest-méditerranéens	<i>Fourrés de Tamarix gallica, Tamarix africana ou Tamarix canariensis des galerias des cours d'eau, des dépressions humides et des marais côtiers légèrement salés. Les espèces accompagnatrices comprennent Scirpus holoschoenus, Saccharum ravennae, Arundo donax, Brachypodium phoenicoides, Piptatherum miliaceum, Asparagus acutifolius, Equisetum ramosissimum, Rubia peregrina, Rubia longifolia, Rubia angustifolia, Dittrichia viscosa</i>

Cette unité EUNIS correspond à l'unité 44-8 (81, 82, 83 et 84) de Corine Biotope (Bissardon et al., 1997).

### ■ Types d'habitats d'intérêt communautaire (Bensettiti et al., (coord), 2001)

Les forêts galeries à Laurier rose, Gattilier ou Tamaris correspondent à l'habitat générique 92D0 « Galerias et fourrés riverains méridionaux (*Nerio-Tamaricetea* et *Securinegion tinctoriae*) », défini au niveau européen dans le cadre de la Directive « Habitats-Faune-Flore ». Cet habitat générique est décliné en trois habitats élémentaires :

- Habitat 92D0-1 « Galerias riveraines à Laurier rose » ;
- Habitat 92D0-2 « Galerias riveraines à Gattilier » ;
- Habitat 92D0-3 « Galerias riveraines à *Tamaris* ».

### ■ Classification phytosociologique (Bardat et al., 2004)

- **Classe** : *Nerio oleandri Tamaricetea africanae*

- **Ordre** : *Tamaricetalia africanae*
  - **Alliances** : *Tamaricion africanae* et *Rubo ulmifolii Nerion aleandri*



## ■ IUCN Habitats classification scheme (Version 3 .1)

Forêt tempérée.

## Description

Les forêts galeries à Laurier rose, Gattilier ou Tamaris sont des écosystèmes caractéristiques de l'étage bioclimatique thermoméditerranéen, qui s'établit le long des côtes méditerranéennes françaises de Corse et du littoral provençal. La distribution de cet écosystème est ainsi limitée par les zones où les températures hivernales sont positives. Ces forêts se développent à proximité de petits cours d'eau intermittents et ont souvent l'apparence de fourrés et de formations linéaires.

### ■ Biote indigène caractéristique

#### Végétation

#### Essences dominantes

Les forêts galeries des cours d'eau méditerranéens temporaires sont dominées par trois espèces d'arbustes méditerranéens :

- Le Laurier rose (*Nerium oleander*), arbuste toxique dont la hauteur varie de 2 à 6 mètres, essentiellement présent en Provence et dans le nord de la Corse (Figure 156 : Forêt galerie à Laurier rose, Corse (© A. Lagrave)) ;
- Le Gattilier (*Vitex agnus-castus*), arbuste n'atteignant que rarement plus de 2 mètres. Il est absent des peuplements dominés par le Laurier rose (nériaies) car préfère les stations plus humides et moins thermophiles (Figure 157 : Galeries riveraines à gattilier, Corse (© A. Lagrave)) ;
- Les tamaris (*Tamarix gallica* et *Tamaris africana*), arbuste très thermophile et tolérant une implantation très proche du littoral (Figure 158 : Galeries riveraines à tamaris, Corse (© A. Lagrave)).



Figure 156 : Forêt galerie à Laurier rose, Corse (© A. Lagrave)



Figure 157 : Galeries riveraines à gattilier, Corse (© A. Lagrave)

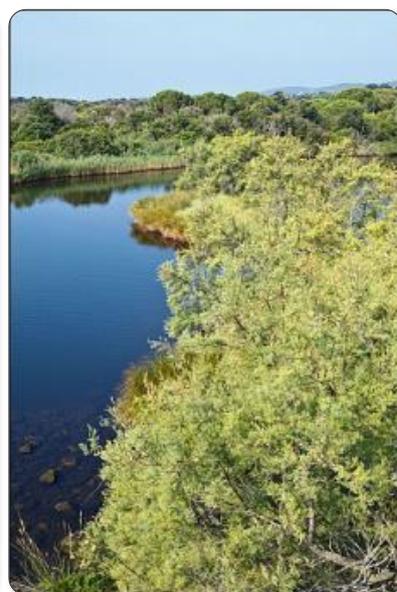


Figure 158 : Galeries riveraines à tamaris, Corse (© A. Lagrave)

## Espèces associées

Les forêts galeries à Laurier rose, Gattilier ou Tamaris se développent le long des cours d'eau temporaires et ont souvent l'apparence de fourrés et de formations linéaires (Tableau 42).

**Tableau 42. Espèces typiques des forêts galeries à Tamaris, Laurier rose et Gattilier (Bensettiti et al., (coord), 2001 ; Paradis, 2006 ; Paradis, 2011 ; Paradis et Piazza, 2011)**

Formations	Espèces typiques
<b>À Laurier rose</b>	<p><u>Strate arborée/arbustive</u> : peu dense, de 1 à 6 m de hauteur, dominée par le Laurier-rose (<i>Nerium oleander</i>), en mélange avec le Tamaris (<i>Tamarix gallica</i>), le Peuplier noir (<i>Populus nigra</i>), le Frêne oxyphylle (<i>Fraxinus angustifolia</i> ssp. <i>oxycarpa</i>), l'Aulne glutineux (<i>Alnus glutinosa</i>) et la Canne-de-Provence (<i>Arundo donax</i>).</p> <p><u>Strate herbacée</u> : hémicryptophytes et géophytes des prairies humides méditerranéennes, comme Scirpe à feuilles de jonc (<i>Holoschoenus romanus</i>) et Schoin noir (<i>Schoenus nigricans</i>).</p>
<b>À Gattilier</b>	<p><u>Strate arborée/arbustive</u> : peu dense, de 1 à 2 m de hauteur, dominée par le Gattilier (<i>Vitex agnus-castus</i>) presque pur, accompagné de Bruyère à balais (<i>Erica scoparia</i>), Ronce à feuilles d'orme (<i>Rubus ulmifolius</i>).</p> <p><u>Strate herbacée</u> : espèces de milieux humides comme le Scirpe à branches de jonc (<i>Holoschoenus romanus</i>), Jonc des crapauds (<i>Juncus bufonius</i>), Souchet long (<i>Cyperus longus</i>), et des espèces nitrophiles comme <i>Smyrnium olusatrum</i>, Inule visqueuse (<i>Dittricha viscosa</i>) et Vipérine faux-plantain (<i>Echium plantagineum</i>).</p>
<b>À Tamaris</b>	<p><u>Strate arborée/arbustive</u> : recouvrement de 50 à 80 %, 2 à 4 m de hauteur, constituée exclusivement des tamaris (<i>Tamarix africana</i> en Corse, en mélange sur le continent avec <i>T. gallica</i>).</p> <p><u>Strate herbacée</u> : importante en recouvrement, pauvre en espèces, phragmite (<i>Phragmites australis</i>), <i>Erianthus ravennae</i>, <i>Imperata cylindrica</i>.</p>

Un autre type de forêt galerie dominé par le Myrte (*Myrtus communis*), également lié aux ruisseaux temporaires, se développe également en Corse. La structure des forêts galeries à Laurier rose, Gattilier ou Tamaris est comparable à celle de ces forêts galeries : la strate arborée/arbustive atteint 6 à 8 m et le Myrte est en mélange avec la Filaire (*Phillyrea latifolia*) (Anquez et al., 2010).

Les tamariciaies sont cependant plus variées en termes de composition floristique (Paradis, 2015).

## ■ Milieux physique

### Bioclimat et hydrologie

La distribution de cet écosystème est limitée par les zones où les températures hivernales sont positives (Bensettiti et al., (coord), 2001). Les forêts galeries à Laurier rose, Gattilier ou Tamaris sont surtout présentes à l'étage thermoméditerranéen, parfois jusqu'au mésoméditerranéen inférieur. En Corse, les formations à Gattilier ne se situent que dans les stations proches de la mer tandis qu'elles s'observent, sur le continent, sur des sites légèrement moins thermophiles que ceux recherchés par les formations à Laurier rose. Les formations à Tamaris peuvent être également littorales, inféodés aux rives d'eaux légèrement salées pénétrant dans le cours inférieur du ruisseau.

Les forêts galeries à Laurier rose, Gattilier ou Tamaris se développent le long des cours d'eau temporaires (secs une partie de l'été, à débit variable mais en eau le reste de l'année) et des marais côtiers. Elles sont résistantes aux crues saisonnières et particulièrement les formations à Laurier rose, arbre souple et bien ancré grâce à un enracinement profond (Bensettiti et al., (coord), 2001).

### Type de sol

Les forêts galeries à Laurier rose, Gattilier ou Tamaris s'installent sur des sols alluviaux. Les formations à Gattilier préfèrent cependant les sols plus humides que les formations à Laurier rose ou Tamaris.

### Histoire et ancienneté

Peu d'informations sont disponibles quant à l'ancienneté de ces forêts galeries mais compte tenu du caractère plus proche du fourré que de la forêt, il semble difficile que ces certaines de ces formations puissent correspondre à la définition d'une forêt ancienne.

## ■ Processus et interactions clés

### Dynamique de la végétation

Les forêts galeries à Laurier rose, Gattilier ou Tamaris semblent correspondre des formations végétales en état d'équilibre avec leur milieu, en l'absence de perturbations. Elles résultent principalement de la colonisation de pelouses à Scirpe à feuilles de jonc (Bensettiti et *al.*, (coord), 2001).

### Maturité et structure

Les forêts galeries à Laurier rose, Gattilier ou Tamaris ont l'aspect de fourrés difficilement pénétrables plutôt que de véritables forêts. Peu d'informations sont disponibles quant à la maturité de ces boisements, bien qu'il existe quelques exemples de tamaris atteignant d'importants diamètres (Figure 159).



Figure 159 : Vieux tamaris, Portigliolo, Corse, ancien cours du Rizzanese (© G. Paradis)

La Figure 160 présente de manière schématique le fonctionnement global de l'écosystème, ainsi que l'impact des principales menaces identifiées ci-après.

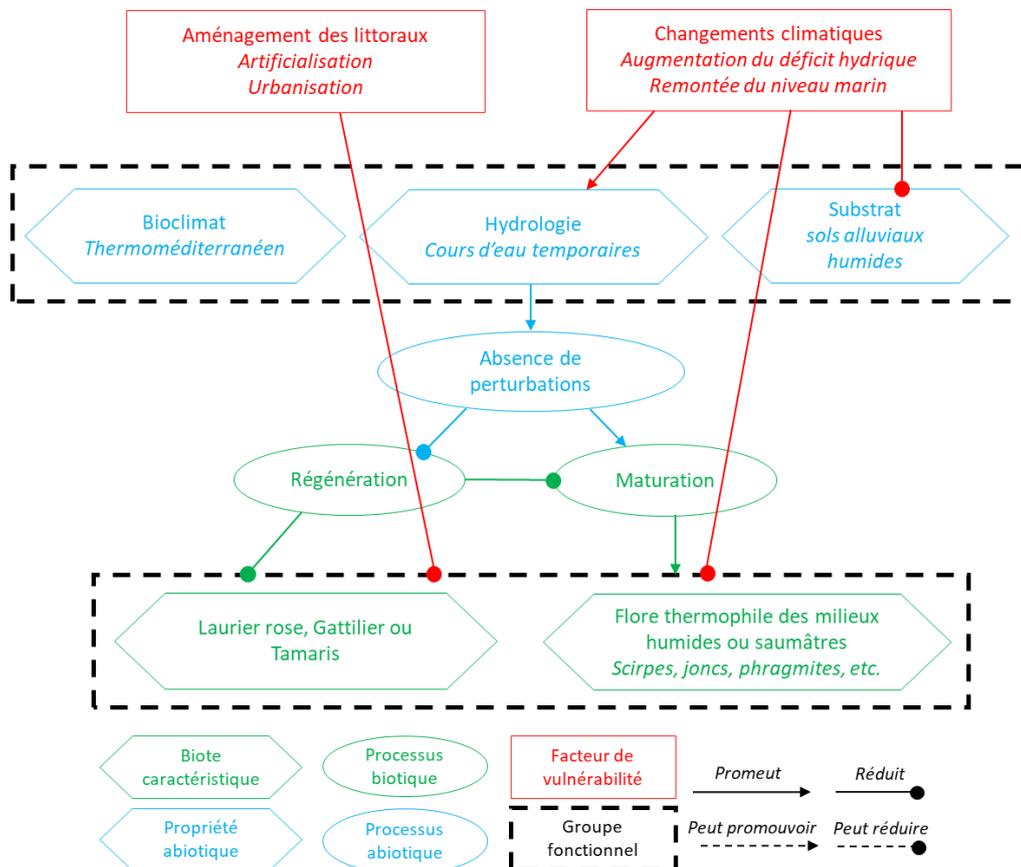


Figure 160 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées

## ■ Facteurs de vulnérabilité

### Urbanisation et artificialisation des littoraux

---

Ces forêts galeries ont subi de nombreuses agressions et ne subsistent actuellement que sous des formes très dégradées et fragmentées. Leur superficie a été réduite par l'urbanisation diffuse, responsable du mitage des régions littorales touristiques méditerranéennes (Var, Saint-Florent en Corse), la construction de routes, de pistes et d'autres aménagements littoraux. Cette pression est toujours d'actualité.

### Changements climatiques

---

Les changements climatiques auront aussi un impact sur cet écosystème, principalement sur les formations dominées par les Tamaris. Les sécheresses prolongées et plus fréquentes contribuent en effet à assécher le substrat, à l'origine de la remontée de la nappe salée. Cette augmentation de la salinité du sol est également amplifiée par l'élévation du niveau de la mer. Le Tamaris tolère très mal une élévation de la salinité, comme en témoignent les nombreux pieds morts déjà observés en Corse (Paradis, 2015).

### Hybridation génétique

---

Le Laurier rose sauvage est sujet à un risque d'hybridation avec les Laurier-roses cultivés, largement plantés comme plantes ornementales dans de nombreux jardins (Bensettiti et al., (coord), 2001).

### Autres menaces

---

Les dépôts de gravats et d'ordures, les coupes sauvages et les incendies dégradent également ces peuplements même si le Tamaris semble relativement bien résistant au passage des incendies (Bensettiti et al., (coord), 2001 ; Paradis, 2015).



## Évaluation (méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes de l'UICN V2.1, 2015)

---

### ■ Critère A : Réduction de la distribution spatiale

#### A.1 : Réduction au cours des 50 dernières années

---

Les forêts galeries à Laurier-rose, Gattilier et Tamaris sont des formations plutôt ponctuelles et essentiellement littorales. Les experts s'accordent à dire que cet écosystème a probablement régressé de façon non négligeable au cours des 50 dernières années, du fait de l'urbanisation et de l'artificialisation de ces espaces littoraux. Aucune donnée ne permet de quantifier cette régression.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Quasi-Menacé (NT), à dire d'expert.**

#### A.2a : Réduction estimée au cours des 50 prochaines années

---

Aucune donnée ne permet de quantifier ou d'estimer une probable régression de cet écosystème au cours des 50 prochaines années, bien que l'urbanisation des littoraux méditerranéens français soit très susceptible de perdurer au cours de cette période.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

#### A.2b : Réduction estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

**Comme pour le sous-critère A2a, ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### A.3 : Réduction depuis une référence historique (≈1750)

Il est également fortement probable que cet écosystème ait fortement régressé depuis une date proche de 1750, les littoraux méditerranéens de France n'étant à cette époque que très peu urbanisés. Aucune référence historique ne peut cependant confirmer cette assertion.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

**L'écosystème « Forêts galeries à Laurier-rose, Gattilier ou Tamaris » est évalué Quasi-Menacé (NT) selon le critère A.**

## ■ Critère B : Distribution spatiale restreinte

### B.1 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>)

La zone d'occurrence des forêts galeries à Laurier-rose, Gattilier et Tamaris comprend l'ensemble des côtes provençales et corses, soit une aire supérieure à 50 000 km<sup>2</sup> (Figure 161).

### B.2 : Zone d'occupation (maille 10x10 km)

La zone d'occupation de cet écosystème est estimée à 58 mailles de 10x10 km, selon l'évaluation communautaire réalisée en France en 2012 (Figure 161).

### B.3 : nombre de localités

Le nombre de localités de cet écosystème est supérieur à 5 (seuil du critère B3).

## Déclin continu ou menace imminente

L'artificialisation croissante des espaces littoraux méditerranéens est certes responsable d'un déclin de la distribution de cet écosystème, mais ce déclin ne concerne pas l'ensemble de l'écosystème.

**L'écosystème « Forêts galeries à Laurier-rose, Gattilier ou Tamaris » est évalué Préoccupation-mineure (LC) selon le critère B.**

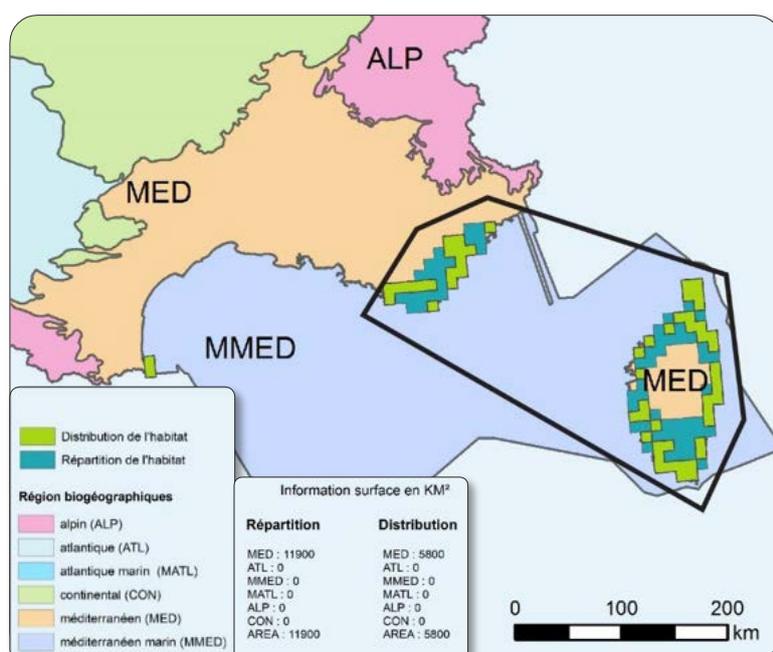


Figure 161 : Zone d'occurrence (km<sup>2</sup>) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) de l'habitat 92D0 « Galeries et fourrés riverains méridionaux (Nerio-Tamaricetea et Securinegion tinctoriae) » en région méditerranéenne française (d'après évaluation communautaire, 2012)

## ■ Critère C : Dégradation de l'environnement abiotique

### C.1 Modification d'une variable abiotique au cours des 50 dernières années

---

Les changements climatiques sont susceptibles d'avoir affecté les forêts galeries à Laurier-rose, Gattilier et Tamaris au cours des 50 dernières années, notamment les formations dominées par le Tamaris. Aucune donnée ne permet cependant de quantifier l'impact de ces changements sur les variables abiotiques de cet écosystème.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### C.2a Modification d'une variable abiotique estimée au cours des 50 prochaines années

---

Aucune donnée ne permet de quantifier ou d'estimer une modification de variable abiotique au cours des 50 prochaines années pour cet écosystème. Cependant, il est probable que les changements climatiques modifient à l'avenir le régime des cours d'eau temporaires, provoquant une élévation de la salinité du substrat via son assèchement plus fréquent.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### C.2b Modification d'une variable abiotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

**Comme pour C1 et C2a, ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD)..**

### C.3 Modification d'une variable abiotique depuis une référence historique ( $\approx 1750$ )

---

Aucune donnée ne permet de quantifier ou d'estimer une quelconque modification historique d'une ou de plusieurs variables abiotiques de cet écosystème.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

**L'écosystème « Forêts galeries à Laurier-rose, Gattilier ou Tamaris » est évalué Données-Insuffisantes (DD) selon le critère C.**

## ■ Critère D : Perturbation des processus et interactions biotiques

### D.1 Modification d'une variable biotique au cours des 50 dernières années

---

La fragmentation de cet écosystème par les infrastructures touristiques ou l'urbanisation représente une importante perturbation de ses interactions biotiques. Cependant, aucune donnée ne permet de quantifier cette perturbation.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### D.2a Modification d'une variable biotique estimée au cours des 50 prochaines années

---

Aucune donnée ne permet d'évaluer un changement d'ordre biotique pour cet écosystème au cours des 50 prochaines années.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

### D.2b Modification d'une variable biotique estimée au cours d'une période de 50 ans incluant le passé, le présent et le futur

---

**Comme pour D1 et D2a, ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD)..**

### D.3 Modification d'une variable biotique depuis une référence historique ( $\approx 1750$ )

---

Aucune donnée ne permet de quantifier ou d'estimer une quelconque modification historique d'une ou de plusieurs variables biotiques au sein de cet écosystème.

**Ce sous-critère classe l'écosystème en Données-Insuffisantes (DD).**

L'écosystème « Forêts galeries à Laurier-rose, Gattilier ou Tamaris » est évalué Données-Insuffisantes (DD) selon le critère D.

### ■ 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 galeries à Laurier-rose, Gattilier ou Tamaris à l'échelle de l'écorégion méditerranéenne française, qui soit capable de prendre en compte l'ensemble des facteurs pouvant conduire à cet effondrement.

L'écosystème « Forêts galeries à Laurier-rose, Gattilier ou Tamaris » est évalué Données-Insuffisantes (DD) selon le critère E.

## ■ Bilan de l'évaluation des Forêts galeries à Laurier-rose, Gattilier ou Tamaris en France

Critère	Sous-critère	Statut
<b>A : Réduction de la distribution spatiale</b>	A.1 : 50 dernières années	NT
	A.2a : 50 prochaines années	DD
	A.2b : 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	A.3 : Depuis une référence historique (≈1750)	DD
<b>B : Distribution spatiale restreinte</b>	B1. Zone d'occurrence	LC
	B2. Zone d'occupation	LC
	B3. Nombre de localités	LC
<b>C : Dégradation de l'environnement abiotique</b>	C.1 50 dernières années	DD
	C.2a 50 prochaines années	DD
	C.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	C.3 Depuis une référence historique (≈1750)	DD
<b>D : Perturbation des processus et interactions biotiques</b>	D.1 50 dernières années	DD
	D.2a 50 prochaines années	DD
	D.2b 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	DD
	D.3 Depuis une référence historique (≈1750)	DD
<b>E : Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème</b>		DD
<b>Statut de l'écosystème</b>		<b>DD</b>

## ■ Fiabilité de l'évaluation

Médiocre (peu de données disponibles quant à la description des composantes biotiques, abiotiques et du fonctionnement de ces écosystèmes et aucune donnée quantitative utilisable pour l'évaluation, pas de données de superficie ni de distribution, peu d'experts compétents sur ces forêts riveraines).

## ■ Évaluateur

Comité français de l'UICN (Magali Rossi, Aurélien Carré)



## Bilan et interprétation de l'évaluation

Les forêts galeries à Laurier-rose, Gattilier ou Tamaris ont subi de nombreuses agressions et ne subsistent aujourd'hui que sous des formes très dégradées et fragmentées. Les changements climatiques auront aussi un impact sur cet écosystème, principalement sur les formations dominées par les Tamaris.

Malgré la quasi-absence de données quantifiées permettant d'évaluer son risque d'effondrement, cet écosystème est évalué Quasi-Menacé (NT) en France selon la méthodologie de la Liste rouge des écosystèmes, vis-à-vis de sa régression au cours des 50 dernières années. Essentiellement littoral, cet écosystème semble en effet particulièrement menacé par l'urbanisation diffuse et l'artificialisation des espaces littoraux. Cette catégorie de menace reste attribuée à dire d'expert.



## Références

- Anquez M., Panaïotis C., Paradis G., Piazza C., Hugot L., 2010.** *Caractérisation des formations à Myrtus communis L. présentes, en Corse, dans les milieux temporairement inondés des étages thermo- et mésoméditerranéens*, poster pour le colloque international centenaire de la phytosociologie sigmatiste, Brest.
- Bardat J., Bioret F., Botineau M., Boulet V., Delpech R., Géhu J.-M., Touffet J., 2001.** *Prodrome des végétations de France*. MNHN, 143 p.
- 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, 339 p + 423 p + CD.
- Bissardon M., Guibal L., Rameau J.-C., 1997.** *CORINE biotopes. Version originale. Types d'habitats français*, ENGREF, MNHN, 175 p.
- Davies C. E., Moss D., O Hill M., 2004.** *Eunis habitat classification revised 2004*, European Environment Agency, 307 p.
- Foucault (de) B., Bensettiti F., Noble V., Paradis G., 2012.** *Contribution au prodrome des végétations de France : les Nerio oleandri – Tamaricetea africanae Braun-Blanq. & O. Bolòs 1958 ; J. de Bot. Soc. Bot, France 58, pp 41-54.*
- Louvel J., Gaudillat V., Poncet, 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.
- Paradis G., 2006.** *Répartition en Corse et description phytosociologique des stations des deux espèces protégées Nerium oleander et Vitex agnus-castus*, *Journal de Botanique de la Société botanique de France*, 33, pp. 49-91.
- Paradis G., Piazza C., 2011.** *Compléments à la connaissance de la répartition en Corse de Vitex agnus-castus L.*, *Journal de Botanique de la Société botanique de France*, 53, pp. 55-71.
- Paradis G., 2015.** *Synthèse phytosociologique des tamarisales de Corse*, Fasc. 1 (texte), 36 p. ; fasc. 2 (18 tableaux de relevés) ; fasc. 3 : 55 planches photographiques (175 photos) ; fasc. 4 : annexes (37 tableaux de relevés par site). Rapport pour le Conservatoire Botanique National de Corse - Office de l'Environnement de la Corse. Convention OEC - ASTERE.
- Rameau J.-C., Mansion D., Dumé G., Gauberville C., 2008.** *Flore forestière française, Guide écologique illustré, Tome 3 : Région méditerranéenne*, Institut pour le Développement Forestier, 2426 p.

# Table des figures

Figure 1 : Domaine bioclimatique méditerranéen selon la Directive Habitat (a) et Zone phytogéographique méditerranéenne selon l'IGN (b)	9
Figure 2 : Zone d'étude définie avec l'IGN	9
Figure 3 : Les 7 catégories UICN permettant d'évaluer un écosystème en fonction de son risque d'effondrement	13
Figure 4 : Taux d'accroissement annuel moyen de la surface forestière entre 1980 et 2010, par département (IGN, 2013)	16
Figure 5 : Taux de boisement par sylvoécocorégion dans la zone méditerranéenne (Hamza, 2008)	16
Figure 6 : Peuplements forestiers cartographiables au sein de la zone d'étude Grand Sud (IGN, 2016)	16
Figure 7 : Climagramme indiquant la situation respective des grandes formations végétales potentielles en région méditerranéenne, en fonction de la moyenne des précipitations annuelles (P) et de la moyenne des minima des températures du mois le plus froid (m) (d'après Quézel et Médail, 2003)	19
Figure 8 : Petit houx ( <i>Ruscus aculeatus</i> ), espèce indicatrice de l'ancienneté (© M. Rossi)	21
Figure 9 : Forêts anciennes et récentes en Corse (Panaïotis et al., 2015)	21
Figure 10 : <i>Lobaria pulmonaria</i> , indicateur de maturité (© M. Rossi)	22
Figure 11 : Le cycle sylvigénétique résumé en 5 phases (mosaïque de taches unitaires > 200 m <sup>2</sup> ) (Rossi et Vallauri, 2013)	23
Figure 12 : Principaux traitements sylvicoles en France	24
Figure 13 : Lit mineur et lit majeur d'un cours d'eau	25
Figure 14 : Définition de la sylvoécocorégion alluviale « Vallées du bassin Rhône-Méditerranée » (d'après IFN, 2002)	25
Figure 15 : Ripisylve dans la réserve naturelle nationale de l'île de la Platière (© M. Rossi)	26
Figure 16 : types de boisement riverains et topographie des berges	27
Figure 17 : Schéma de la dynamique de végétation le long d'un cours d'eau permanent	28
Figure 18 : Évolution des superficies de ripisylves en France au cours de l'Histoire	29
Figure 19 : Coupe rapse, taillis de Chêne vert, Corse (© C. Panaïotis)	30
Figure 20 : Forêt méditerranéenne incendiée (© Michel GUNTHER, WWF)	32
Figure 21 : Évolution des surfaces incendiées (a) et du nombre d'incendies (b) en région méditerranéenne française, entre 1973 et 2014 (Source : Prométhée, base de données en ligne consultée en 2015)	32
Figure 22 : Écart à la normale 1981-2010 des températures moyennes depuis 1900	33
Figure 23 : Déficit climatique (ETP-P) en 1980 et 2009 (Lelièvre et al., 2011)	34
Figure 24 : Évolutions des interfaces habitat-forêt sur les 23 massifs du département des Bouches-du-Rhône en 2009 par rapport à 1999 (Long-Fournel et al., 2013)	35
Figure 25 : Aménagement type du Rhône (© Comité National du Rhône)	37
Figure 26 : Panorama de services rendus par les écosystèmes riverains (© Communauté de communes Comté de Provence)	38
Figure 27 : Répartition des peuplements forestiers dominés par des chênes décidus dans l'écorégion méditerranéenne française (IGN, 2017)	41
Figure 28 : Chênaie pubescente à Buis (Vaucluse) (© V.Noble)	43
Figure 29 : Loges de pic sur Chêne pubescent (© T. Gauquelin)	45
Figure 30 : Chênaie pubescente ancienne et âgée (Bois de Paiolive, Ardèche) (© M. Rossi)	45
Figure 31 : Vieux Chêne pubescent (Haute-Corse). Age estimé à plus de 600 ans (© C. Panaïotis)	46
Figure 32 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées	47
Figure 34 : Évolution de l'aire de répartition bioclimatique du Chêne pubescent entre 2000 et 2100 (Rambal, 2005)	47
Figure 34 : Progression de la zone climatique défavorable pour le chêne pubescent en région PACA (Berger, 2013)	47
Figure 35 : Déficit foliaire du chêne pubescent sur la période 1997-2011 (Goudet, 2011)	48
Figure 36 : Variations des sommes des occurrences et des sommes des coefficients de Braun-Blanquet par classes de bilan hydrique, entre 1997 et 2008 (Vennetier et Ripert, 2010)	48
Figure 37 : Zone d'occurrence et zone d'occupation des peuplements de chênes décidus (IGN, 2017)	51
Figure 38 : Répartition des peuplements forestiers dominés par le Chêne vert, le Chêne-liège et les chênes sempervirents indifférenciés (Occitanie) dans l'écorégion méditerranéenne française (a), et des peuplements dominés par le Chêne vert incluant les peuplements recensant également l'Arbousier en Corse (b) (IGN, 2017 ; CBN Corse, données IGN 2016-2017)	57
Figure 39 : Chênaie verte ancienne et âgée du Fango (Corse) (© M. Rossi)	60
Figure 40 : Chênaie verte mature du Fango, Corse (© C. Panaïotis)	62
Figure 41 : Dynamique naturelle de la chênaie verte (d'après Bensettiti et al., (coord), 2001)	62
Figure 42 : Yeuseraie mature du Fango, Corse (© C. Panaïotis)	63
Figure 43 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées	64
Figure 44 : Taillis de chênes verts incendié dans les Cévennes (© A. Lagrave)	64
Figure 45 : Taillis de chêne vert supraméditerranéen, Cévennes (© A. Lagrave)	65
Figure 46 : Zone d'occurrence et zone d'occupation des peuplements de chênes sempervirents, hors Chêne-liège (IGN, 2017)	68

Figure 47 : Répartition des peuplements dominés par le Chêne-liège, le Chêne vert et les chênes sempervirents indifférenciés en zone méditerranéenne continentale (a) et des peuplements dominés par le Chêne-liège en Corse (b) (IGN, 2017).....	75
Figure 48 : Chêne-liège après une levée (© M. Rossi).....	77
Figure 49 : Biodiversité associée aux vieux chênes-lièges (© A. Catard/CEN-PACA, d'après Luigi, non publié).....	79
Figure 50 : Vieille suberaie (Massif des Maures) (© M. Rossi).....	80
Figure 51 : Déséquilibre démographique des suberaies varoises (d'après IFN, 1999 in Amandier, 2011).....	81
Figure 52 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées.....	82
Figure 53 : Suberaies du Var et zones incendiées entre 1959 et 2006 (d'après Bertrand, 2007).....	83
Figure 54 : Zone d'occurrence (km <sup>2</sup> ) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) des suberaies méditerranéennes en France métropolitaine.....	86
Figure 55 : Répartition des peuplements forestiers dominés par le Châtaignier dans l'écorégion méditerranéenne française (IGN, 2016).....	92
Figure 56 : Châtaignier, Corse (© C. Panaiotis).....	94
Figure 57 : Vieux châtaigniers, Corse (© M. Rossi).....	95
Figure 58 : Schéma de la dynamique de la végétation dans la châtaigneraie cévenole (Romane et al., 2005).....	96
Figure 59 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées.....	97
Figure 60 : Zone d'occurrence (km <sup>2</sup> ) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) des châtaigneraies méditerranéennes en France métropolitaine (d'après IGN, 2016).....	100
Figure 61 : Répartition des peuplements forestiers dominés par le Pin d'Alep dans l'écorégion méditerranéenne française (IGN, 2016).....	106
Figure 62 : Pin d'Alep (© V. Noble / CBN Med).....	109
Figure 63 : Pinède à Pin d'Alep, falaise de la Clape (© H. Michaud / CBN Med).....	111
Figure 64 : Pinède à Pin d'Alep sur d'anciennes terres agricoles (© Bernadette Huynh-Tan / CBN Me).....	111
Figure 65 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées.....	112
Figure 66 : Évolution de l'aire de répartition bioclimatique du pin d'Alep entre 2000 et 2100 (Source : CEFE, 2007).....	113
Figure 67 : Evolution de l'indice de productivité de <i>P. halepensis</i> et <i>P. silvestris</i> pendant le XX <sup>ème</sup> siècle (a) et évolution simulée de la productivité du Pin d'Alep entre 1970 et 2100 (b) (Source : Vennetier et al., 2005).....	114
Figure 68 : Zone d'occurrence (km <sup>2</sup> ) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) des pinèdes à Pin d'Alep en France métropolitaine.....	115
Figure 69 : Répartition des peuplements dominés par le Pin maritime mésogéen dans l'écorégion méditerranéenne française (IGN, 2016).....	121
Figure 70 : Pinède à Pin maritime supraméditerranéenne, Corse (© A. Lagrave).....	123
Figure 71 : Pinède à pin maritime mésoméditerranéenne, Corse (© A. Lagrave).....	124
Figure 72 : Pinède à pin maritime, Estérel (© A. Lagrave).....	124
Figure 73 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées.....	125
Figure 74 : Zone d'occurrence (km <sup>2</sup> ) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) des pinèdes à Pin maritime mésogéen en France métropolitaine (D'après IGN, 2016).....	128
Figure 75 : Répartition des pinèdes de Pin laricio en Corse (OEC, IGN 2002-2003).....	134
Figure 76 : Peuplement de Pin laricio, Corse (© M. Rossi).....	136
Figure 77 : Pinède à Pin laricio supraméditerranéenne, Corse (© J. Reymann).....	137
Figure 78 : Pinède à Pin laricio sur sol superficiel (© M. Rossi).....	138
Figure 79 : Ancienneté des forêts de Pin laricio d'après les minutes des cartes d'État-Major (CBN Corse, 2015).....	138
Figure 80 : Fruticée colonisée par le Pin laricio, Corse (© C. Panaiotis).....	139
Figure 81 : Régimes d'incendies et cycles du Pin laricio (Source : Programme LIFE "Pin laricio").....	140
Figure 82 : Vénérable Pin laricio (© M. Rossi).....	140
Figure 83 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées.....	141
Figure 84 : Évolution du nombre d'incendies (a) et des surfaces incendiées (b) en Corse, entre 1973 et 2013 (d'après Prométhée, 2013).....	142
Figure 85 : Zone d'occurrence (km <sup>2</sup> ) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) des pinèdes à Pin laricio de Corse en France métropolitaine.....	145
Figure 86 : Identification des localités de l'écosystème de pinède à pin laricio en fonction du risque d'incendie (d'après CTC, 2007).....	145
Figure 87 : Forêts de Pin laricio, enveloppes et fréquence des feux en Corse de 1955 à 2011 (d'après CBNC, 2014).....	146
Figure 88 : Localisation des relevés IFN à plus de 50 % de recouvrement en Pin pignon sur le continent (a), et principaux peuplements de Pin pignon (hors dunes) en Corse (b) (CBN Corse, 2015 ; IGN, 2016).....	151
Figure 89 : Pin parasol, Plaine des Maures (© A. Catard /CEN-PACA).....	153
Figure 90 : Peuplement dense de Pin pignon (© B. Huynh-Tan).....	154
Figure 91 : Pin pignon, Plaine des Maures (© M. Rossi).....	155
Figure 92 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées.....	156
Figure 93 : Zone d'occurrence (km <sup>2</sup> ) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) des pinèdes à Pin pignon en France métropolitaine (D'après CBN Méditerranée et CBN Corse).....	158
Figure 94 : Distribution des points de présence du Pin de Salzmann dans l'écorégion méditerranéenne française (IGN, 2016).....	163
Figure 95 : Pin de Salzmann (cap du Ginestet) (© Frédéric Andrieu/CBN Med).....	165

Figure 96 : Pinède à Pin de Salzmann (cap du Ginestet) (© Frédéric Andrieu/CBN Med).....	167
Figure 97 : Pinède à pin de Salzmann du Causse Méjean (© G. Gautier/PN) .....	168
Figure 98 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées .....	169
Figure 99 : Zone d'occurrence (km <sup>2</sup> ) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) des pinèdes à Pin de Salzmann en France métropolitaine (D'après CBN Méditerranée, 2015).....	172
Figure 100 : Répartition et distribution de l'habitat 9560 « Forêts endémiques à Juniperus spp. » (Evaluation communautaire, 2012).....	179
Figure 101 : Localisation des 49 secteurs de thuriferaies des Alpes françaises (Garraud et al., 2009).....	180
Figure 102 : Thuriferaie montagnarde (Saint-Crépin) (© T. Gauquelin).....	182
Figure 103 : jeunes peuplements de Genévrier thurifère, reconquête d'anciennes terrasses agricoles (Saint-Crépin) (© L. Lathuilière).....	182
Figure 104 : Thuriferaie de Saint-Crépin (propriété AgroParistech-Engref), au cœur du peuplement historique, Hautes-Alpes (© L. Lathuilière/ONF) .....	184
Figure 105 : Genévrier thurifère sur rochers, Corse (© C. Favier).....	184
Figure 106 : L'éléphante, genévrier thurifère multiséculaire et remarquable à Saint-Crépin (© E. Boitier) .....	185
Figure 107 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées .....	186
Figure 108 : Croissance de la régénération du Genévrier thurifère entre 1993 (a) et 2009 (b), au sein de la thuriferaie historique et multiséculaire de Saint-Crépin (Hautes-Alpes) (© L. Lathuilière, ONF) .....	187
Figure 109 : Zone d'occurrence (km <sup>2</sup> ) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) des thuriferaies méditerranéennes en France métropolitaine (Évaluation communautaire, 2012).....	189
Figure 110 : Répartition de l'Olivier sauvage et du Caroubier dans l'écorégion méditerranéenne continentale et répartition des formations à Oléastre en Corse (CBN Med, 2015 ; CBN Corse, 2015).....	195
Figure 111 : Oliviers sauvages, Corse (© A. Lagrave).....	197
Figure 112 : Peuplement de Lentisque et Oléastre, Var (© A. Lagrave).....	199
Figure 113 : Peuplement à lentisque et oléastre, Corse (© A. Lagrave).....	199
Figure 114 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées .....	200
Figure 115 : Zone d'occurrence (km <sup>2</sup> ) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) des boisements à Olivier sauvage en France métropolitaine (d'après CBN Med, 2015 et CBN Corse, 2015) .....	202
Figure 116 : Distribution et répartition de l'habitat 9580 « Bois méditerranéens à Taxus baccata » (Évaluation communautaire, 2012).....	206
Figure 117 : If, Var (© A. Lagrave) .....	208
Figure 118 : Bois d'ifs sur éboulis. Forêt territoriale du Tavignano, Haute-Corse (© CBNC/ J. Reymann).....	208
Figure 119 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées .....	209
Figure 120 : Zone d'occurrence (km <sup>2</sup> ) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) de l'habitat 9580 « Bois méditerranéens à Taxus baccata » (d'après évaluation communautaire, 2012) .....	211
Figure 121 : Localisation des relevés IFN avec présence de Charme-houblon (Ostrya carpinifolia) dans l'écorégion méditerranéenne française (IGN, 2016).....	216
Figure 122 : Ostryaie mésophile (© B. Offerhaus).....	218
Figure 123 : Ostryaie de l'Albarea (© L. Doisy/CBN Med) .....	219
Figure 124 : Ostryaies sur d'anciennes restanques (© L. Doisy/CBN Med) .....	220
Figure 125 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées .....	221
Figure 126 : Zone d'occurrence (km <sup>2</sup> ) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) des ostryaies en France métropolitaine (D'après IGN, 2016).....	223
Figure 127 : Répartition géographique de l'habitat élémentaire 92A0.8 « Ostryaies à Mélisque à une fleur des vallons encaissés des Alpes-Maritimes » (Bensettiti et al., (coord), 2001) .....	227
Figure 128 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées .....	230
Figure 129 : Zone d'occurrence (km <sup>2</sup> ) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) des des points de relevés des charme-houblons en France métropolitaine (D'après IGN, 2016).....	232
Figure 130 : Répartition et distribution de l'habitat 92A0 « Forêts galeries à Salix alba et Populus alba » (Evaluation communautaire, 2012) .....	236
Figure 131 : Saulaies arborescentes à Salix alba (© A. Lagrave) .....	238
Figure 132 : Localisation des relevés IFN avec taux de recouvrement de Saules entre 0-50 % et entre 50-100 % dans l'écorégion méditerranéenne française (IGN, 2016).....	239
Figure 133 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées .....	240
Figure 134 : Zone d'occurrence (km <sup>2</sup> ) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) des points de relevés de saules en région méditerranéenne française (D'après IGN, 2016).....	243
Figure 135 : Répartition et distribution de l'habitat 92A0 « Forêts galeries à Salix alba et Populus alba » (Evaluation communautaire, 2012) .....	247
Figure 136 : Peupleraie sèche à Peuplier noir et Brachypode de Phénicie, Causse (© A. Lagrave) .....	249
Figure 137 : Peupleraie blanche, Camargue (© A. Lagrave) .....	250
Figure 138 : Peupleraie blanche, Corse (© A. Lagrave) .....	250

Figure 139 : Localisation des relevés IFN avec taux de recouvrement de peupliers blancs ou noirs, entre 0-50 % et 50-100 % dans l'écorégion méditerranéenne française (IGN, 2016) .....	251
Figure 140 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées .....	252
Figure 141 : Zone d'occurrence (km <sup>2</sup> ) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) des points de relevés de peupliers noirs et blancs en région méditerranéenne française (D'après IGN, 2016) .....	254
Figure 142 : Répartition et distribution de l'habitat 92A0 « Forêts galeries à Salix alba et Populus alba » (Evaluation communautaire, 2012) .....	259
Figure 143 : Aulnaie-frênaie, Causses (© A. Lagrave) .....	261
Figure 144 : Aulnaie-Tillaie de Provence siliceuse, Var (© A. Lagrave) .....	262
Figure 145 : Aulnaie à Aulne glutineux et Aulne cordé, Corse (© A. Lagrave) .....	262
Figure 146 : Localisation des relevés IFN avec taux de recouvrement d'Aulnes entre 0-50 % et 50-100 % dans l'écorégion méditerranéenne française (IGN, 2016) .....	263
Figure 147 : Vieux aulnes glutineux, Corse (C. Panaiotis).....	263
Figure 148 : Vieilles souches d'aulnes ayant survécu aux crues, Réserve de la Massane (© J. Garrigue).....	264
Figure 149 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées .....	264
Figure 150 : Zone d'occurrence (km <sup>2</sup> ) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) des points de relevés de aulnes en région méditerranéenne française (D'après IGN, 2016).....	266
Figure 151 : Répartition géographique de l'habitat élémentaire 92A0.9 « Chênaies-Ormaies méditerranéennes » (Bensettiti et al., (coord), 2001).....	271
Figure 152 : Localisation des relevés IFN avec taux de recouvrement d'Ormes entre 0-50 % et 50-100 % dans l'écorégion méditerranéenne française (IGN, 2016) .....	273
Figure 153 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées .....	274
Figure 154 : Zone d'occurrence (km <sup>2</sup> ) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) des points de relevés des ormes en région méditerranéenne française (D'après IGN, 2016) .....	277
Figure 155 : Répartition et distribution de l'habitat 92D0 « Galeries et fourrés riverains méridionaux (Nerio-Tamaricetea et Securinegion tinctoriae) » (Évaluation communautaire, 2012).....	281
Figure 156 : Forêt galerie à Laurier rose, Corse (© A. Lagrave).....	283
Figure 157 : Galeries riveraines à gattilier, Corse (© A. Lagrave) .....	283
Figure 158 : Galeries riveraines à tamaris, Corse (© A. Lagrave) .....	283
Figure 159 : Vieux tamaris, Portigliolo, Corse, ancien cours du Rizzanese (© G. Paradis) .....	285
Figure 160 : Modèle conceptuel du fonctionnement de l'écosystème et impacts des menaces identifiées .....	285
Figure 161 : Zone d'occurrence (km <sup>2</sup> ) et Zone d'occupation (mailles 10x10 km) de l'habitat 92D0 « Galeries et fourrés riverains méridionaux (Nerio-Tamaricetea et Securinegion tinctoriae) » en région méditerranéenne française (d'après évaluation communautaire, 2012).....	287

# Tableaux

Tableau 1.	Liste des écosystèmes forestiers méditerranéens évalués selon la méthodologie UICN .....	12
Tableau 2.	Relations entre les variantes thermiques et l'amplitude thermique en fonction de la moyenne des minimas du mois le plus froid de l'année (m) (Quézel et Médail, 2003) .....	18
Tableau 3.	Relations entre le type de bioclimat, les moyennes annuelles de précipitation (P), de coefficient d'Emberger (Q2) et le nombre de mois secs (Quézel et Médail, 2003).....	18
Tableau 4.	Caractéristiques des principaux écosystèmes forestiers méditerranéens (d'après Barbéro et al., 1990 ; Taton, 1999)..	20
Tableau 5.	Classes d'âge et catégories de diamètres en forêt de production pour les GRECO Corse et Méditerranée (IGN, 2013)	22
Tableau 6.	Proportion des différents traitements sylvicoles en forêt de production pour les GRECO Corse et Méditerranée (IGN, 2013)	24
Tableau 7.	Nombres d'espèces envahissantes végétales en région PACA (d'après Terrin et al., 2014) .....	36
Tableau 8.	Liste des principales espèces exotiques envahissantes se développant au sein des ripisylves méditerranéennes (Décamp, 2003 ; Quézel et Médail, 2003 ; Schnitzler et Carbiener, 2006 ; Terrin et al., 2014 ; Sarat, comm. pers.).....	39
Tableau 9.	Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Chênaies pubescentes méditerranéennes » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013).....	42
Tableau 10.	Espèces caractéristiques des chênaies pubescentes méditerranéennes selon le type de substrat et l'étage de végétation (Rameau et al., 2008).....	44
Tableau 11.	Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Chênaies vertes méditerranéennes » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013) .....	58
Tableau 12.	Espèces typiques des chênaies vertes selon le type de substrat et l'étage de végétation (Bensettiti et al., (Coord), 2001)	60
Tableau 13.	Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Suberaies méditerranéennes » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013) .....	76
Tableau 14.	Espèces typiques des suberaies selon le type de station et la zone géographique (Bensettiti et al., (Coord), 2001) .....	78
Tableau 15.	Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Châtaigneraies méditerranéennes » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013).....	93
Tableau 16.	Espèces typiques des châtaigneraies selon la localisation géographique (Bensettiti et al., (coord), 2001) .....	94
Tableau 17.	Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Pinèdes à pin d'Alep » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013).....	107
Tableau 18.	Espèces typiques des pinèdes à Pin d'Alep selon l'altitude (Bensettiti et al., (Coord), 2001).....	109
Tableau 19.	Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Pinèdes à Pin maritime mésogéen » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013).....	122
Tableau 20.	Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Pinèdes corses à Pin laricio » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013).....	135
Tableau 21.	Espèces typiques des pinèdes corses à Pin laricio selon l'étage de végétation (Bensettiti et al., (coord), 2001 ; Gamisans, 1981 ; Rameau et al., 2008).....	137
Tableau 22.	Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Pinèdes à pin parasol » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013).....	152
Tableau 23.	Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Pinèdes à Pin de Salzmann » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013).....	164
Tableau 24.	Espèces typiques des pinèdes à Pin de Salzmann selon leur localisation et l'étage de végétation (Bensettiti et al., (coord), 2001 ; Rameau et al., 2008).....	166
Tableau 25.	Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Boisements à Genévrier thurifère » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013).....	180
Tableau 26.	Espèces typiques des thuriféraires selon l'altitude et la zone biogéographique (Bensettiti et al., (Coord), 2001) .....	183
Tableau 27.	Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Boisements à Olivier sauvage » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013).....	196
Tableau 28.	Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Boisements méditerranéens à If » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013).....	207
Tableau 29.	Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Ostryaies non riveraines » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013).....	217
Tableau 30.	Espèces typiques des ostryaies non riveraines selon l'altitude et la localisation géographique (Barbéro, 2003 ; Bensettiti et al., (coord), 2001 ; Louvel et al., 2013 ; Rameau et al., 2008) .....	219
Tableau 31.	Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « Ostryaies riveraines » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013).....	228

Tableau 32.	Estimation de la superficie occupée par l'habitat 92A0 dans l'écorégion méditerranéenne française (d'après l'évaluation communautaire réalisée par V.Parmain en 2013).....	236
Tableau 33.	Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « <i>Saulaies méditerranéennes</i> » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013).....	237
Tableau 34.	Estimation de la superficie occupée par l'habitat 92A0 dans l'écorégion méditerranéenne française (d'après l'évaluation communautaire réalisée par V.Parmain en 2013).....	247
Tableau 35.	Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « <i>Peupleraies riveraines méditerranéennes</i> » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013).....	248
Tableau 36.	Estimation de la superficie occupée par l'habitat 92A0 dans l'écorégion méditerranéenne française (d'après l'évaluation communautaire réalisée par V. Parmain en 2013).....	259
Tableau 37.	Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « <i>Aulnaies-frênaies riveraines méditerranéennes</i> » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013).....	260
Tableau 38.	Espèces typiques des <i>aulnaies-frênaies riveraines méditerranéennes</i> (Tchou, 1948 ; Bensettiti et al., (coord), 2001 ; Gamisans, 2013)	262
Tableau 39.	Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « <i>Ormaies riveraines méditerranéennes</i> » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013).....	272
Tableau 40.	Espèces typiques des <i>ormaiies méditerranéennes</i> (Tchou, 1948 ; Bensettiti et al., (coord), 2001).....	273
Tableau 41.	Liste des unités EUNIS retenues pour l'évaluation de l'écosystème « <i>Forêts galeries à Laurier rose, Gattilier ou Tamaris</i> » (Davies et al., 2004 ; Louvel et al., 2013).....	282
Tableau 42.	Espèces typiques des <i>forêts galeries à Tamaris, Laurier rose et Gattilier</i> (Bensettiti et al., (coord), 2001 ; Paradis, 2006 ; Paradis, 2011 ; Paradis et Piazza, 2011).....	284

## Bibliographie générale

- Aidoud A., 1998.** *Fonctionnement des écosystèmes méditerranéens*, Conférence du réseau MESOE (Méditerranée Enseignement Secondaire Observation et Environnement), 50p.
- André J., 1997.** *La phase hétérotrophe du cycle sylvigénétique*, Dossiers de l'environnement de l'Inra. 15, Spécial forêts, pp. 87-99.
- Aspe C., 2003.** *Usages sociaux de la ripisylve ou quand la marge rejoint la norme*, *Forêt Méditerranéenne*, XXIV(3), pp 283–288.
- Avon M., Ragueneau S., Teule M., 2008.** *Politiques territoriales et développement durable. Territoires d'habitat diffus : Vulnérabilité et évaluation participative*, Rapport Final, MEDAD, 136p.
- Bailly M., De Paul M. A., 2005.** *Effets de la compaction des sols forestiers*, Forêt Wallonne ASBL, 76, pp 47-57.
- Barbéro M., Quézel P., Loisel R., 1990.** *Les apports de la phytoécologie dans l'interprétation des changements et perturbations induits par l'homme sur les écosystèmes forestiers méditerranéens*, *Forêt Méditerranéenne*, T. XII, n°3, pp 194-215.
- Bardat J., Bioret F., Botineau M., Boulet V., Delpech R., Géhu J.-M., Touffet J., 2001.** *Prodrome des végétations de France*, MNHN, 143p.
- Barthod C., Pignard G., Guérin F., Bouillon-Penrois E., 1999.** *Coupes fortes et coupes rases dans les forêts françaises*, *Revue Forestière Française* LI (4), pp 468-486.
- 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.
- Bissardon M., Guibal L., Rameau J.-C., 1997.** *CORINE biotopes. Version originale. Types d'habitats français*, ENGREF, MNHN, 175p.
- Blondel J., 2003.** *L'avifaune des ripisylves méditerranéennes*, *Forêt Méditerranéenne*, XXIV(3), pp 249–256.
- Bowden W.B., Bormann F.H., 1986.** *Transport and loss of nitrous oxide in soil water after forest clear-cutting*, *Science*, 233(4766), pp 867-869.
- Bruçiamacchie M., Tomasini J., 2008.** *L'augmentation de la récolte de bois en France et la gestion des risques induits par les changements climatiques*, *La lettre de Prosilva France*, n°44, p. 8-10.
- Brunel S. (coord.), 2003.** *Plantes envahissantes de la région méditerranéenne*, Rapport Agence Méditerranéenne de l'Environnement, Agence Régionale Pour l'Environnement Provence-Alpes-Côte d'Azur, 48p.
- Cateau E., Larrieu L., Vallauri D., Savoie J.-M., Tourout J., Brustel H., 2015.** *Ancienneté et maturité : deux qualités complémentaires d'un écosystème forestier*, *Comptes Rendus Biologies*, 338(1), pp 58–73.
- Cateau E., Parrot M., Reyna K., Roux A., Rossi M., Bruçiamacchie M., Vallauri D. 2013.** *Réseau d'îlots de vieux bois. Éléments de méthode et test dans les forêts publiques du Mont-Ventoux*, Rapport, 66p.
- Chabal L., 1994.** *Apports récents de l'anthracologie à la connaissance des paysages passés: performances et limites*, *Histoire et mesure*, 9(3), pp 317-338.
- Charre J., 1997.** *Dessine-moi un climat, Que penser du diagramme ombrothermique ?*, *Mappemonde*, n°2, pp 29-31.
- Chastel D., 1996.** *La prise en compte du paysage dans l'aménagement des chênaies*, *Forêt méditerranéenne*, 17(3), pp 227-234.
- Clément V., 2005.** *Les feux de forêt en Méditerranée : un faux procès contre Nature*, *L'Espace Géographique*, 4, pp 289–304.
- 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*, 117, pp 150–161.
- Dambrine E., Dupouey J.-L., Laüt, L., Humbert L., Thinon M., Beaufils T., Richard H., 2007.** *Present forest biodiversity patterns in France related to former Roman agriculture*, *Ecology*, pp 1–19.
- Davies C. E., Moss D., O Hill M., 2004.** *Eunis habitat classification revised 2004*, European Environment Agency, 307p.
- Décamps H., 2003.** *Ripisylves : la biodiversité par l'instabilité*, *Forêt Méditerranéenne*, XXIV(3), pp 221–230.
- DREAL-LR, 2009.** *Propositions d'orientations stratégiques pour un plan d'actions sur les espèces invasives de la faune en Languedoc-Roussillon*, Rapport CEN-LR/DREAL LR, 55p.
- Dugravot S., 2009.** *Facteurs structurant les communautés d'oiseaux et sélection de l'habitat, exemple des passereaux en période de reproduction*, support de cours, Université Rennes 1, 72p.
- Dupouey J.-L., Sciamia D., Koerner W., Dambrine E., Rameau J.-C., 2002.** *La végétation des forêts anciennes*, *Revue Forestière Française*, LIV(6), pp 521–532.
- EFDAC, 2015.** *Tree species maps – species habitat suitability*, European Forest Data Centre, <http://forest.jrc.ec.europa.eu/efdac/applications/species-distribution/>, consulté en avril 2015
- Fady B., 2005.** *Is there really more biodiversity in Mediterranean forest ecosystems?* *Taxon*, 54(4), pp 905-910.
- Ganteaume A., Jappiot M., 2013.** *What causes large fires in Southern France*, *Forest Ecology and Management*, 294, pp 76–85.
- Gauquelin T., Michon G., Joffre R., Duponnois R., Genin D., Fady B., Bou Dagher M., Derridj A., Slimani S., Badri W., Alifriqui M., Auclair L., Simenel R., Aderghal M., Baudoin E., Galiana A., Prin Y., Sanguin H., Fernandez C., Baldy V.,**

- 2016.** *Mediterranean forests, land-use and climate change: a social-ecological perspective*. Regional Environmental Change. DOI 10.1007/s10113-016-0994-3.
- GIEC., 2014.** *Changements climatiques 2014 : Rapport de synthèse*, Contribution des Groupes de travail I, II et III au cinquième Rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [Sous la direction de l'équipe de rédaction principale, R.K. Pachauri et L.A. Meyer], GIEC, Genève, Suisse, 161p.
- Gleizès L., 2012.** *Maintien de la libre évolution et suivi à long terme de la résilience des milieux forestiers de la Réserve Naturelle Nationale des Gorges de l'Ardèche. Adaptation du protocole de suivi dendrométrique des réserves forestières au contexte méditerranéen et analyse des premières données*, Mémoire UM2/SGGA, 63p. + annexes
- Gosselin F., Gosselin M., Berges L., Dumas Y., 2004.** *Biodiversité et gestion forestière. Connaître pour préserver*, Résumés d'affiches, Colloque Bois mort et à cavités, une clé pour des forêts vivantes, Chambéry, 3p.
- Gosselin M., Paillet Y., 2010.** *Mieux intégrer la biodiversité dans la gestion forestière*, Editions Quae, 160p.
- Hamza N., 2008.** *État et évolution de la ressource en forêt méditerranéenne : les chiffres de l'Inventaire forestier national*, Forêt Méditerranéenne, XXIX(4), pp 361–370.
- Hoff C., Rambal S., 1999.** *Les écosystèmes forestiers méditerranéens face aux changements climatiques*, Comptes rendus de l'Académie d'Agriculture de France, 85, pp 53-57.
- IGN, 2012.** *Grande région écologique J Méditerranée*, Rapport IGN, 9p.
- IGN, 2013a.** *Les résultats : Corse. Résultats D'inventaire Forestier, Résultats Standards*, 98p.
- IGN, 2013b.** *Les résultats : Méditerranée. Résultats D'inventaire Forestier, Résultats Standards*, 101p.
- IGN, 2016.** *Elaboration de cartes des peuplements et de cartogramme des espèces dans la zone d'étude de l'arc méditerranéen, statistiques sur la répartition, la quantification et la part de forêts anciennes de Cassini des peuplements étudiés*, Convention UICN-IGN.
- Jamin L., Luigi N., 2011.** *Gestion des forêts feuillues en contexte méditerranéen Exemples de gestion irrégularisante, continue, multifonctionnelle et proche de la nature dans l'Aude*, Forêt Méditerranéenne, XXXII(3), pp 315–324.
- Jones M.D., Durall D.M., Cairne, J.W., 2003.** *Ectomycorrhizal fungal communities in young forest stands regenerating after clearcut logging*, New Phytologist, 157(3), pp 399-422.
- Keith D. A., Rodríguez J. P., Rodríguez-Clark K. M., Nicholson E., Aapala, K., Alonso A., Zambrano-Martínez S., 2013.** *Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems*, Plos one, 8(5), e62111.
- Lampin, C., Jappiot, M., Ferrier, J.-P., 2011.** *Modélisation du risque incendie de forêt dans les interfaces habitats-forêts*, Sciences Eaux et Territoires, 12p.
- Lathuilière L., Gironde-Ducher M., 2014.** *Identification et caractérisation des forêts anciennes en Auvergne : apports respectifs et complémentaires des cartographies historiques et des archives forestières*, Rapport ONF, 44 p + annexes.
- Le Houérou H.-N., 2007.** *Biomes isoclimatiques méditerranéens : bioclimatologie, diversité et phytogéographie – Résumé élargi de l'ouvrage de l'auteur*, Forêt méditerranéenne, Tome XXVIII, n°1, pp 67-72.
- Lelièvre F., Sala S., Ruget F., Volaire F., 2011.** *Évolution du climat du Sud de la France 1950-2009*, Les Focus PSDR3, 12p.
- 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 forêt dans le Sud de la France*, Sciences Eaux et Territoires, 8p.
- Louvel J., Gaudillat V., Poncet, 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.
- Magdalou J., Hurson C., Garrigue J., 2002.** *Suivi ripisylve et cartographie assistée par système d'information géographique*, Réserve Naturelle de La Massane, Travaux, 62, 40p.
- Magdalou J., Hurson C., Garrigue J., 2009.** *Dynamique du bois mort et impact des crues sur quelques espèces riveraines d'un petit fleuve côtier méditerranéen "La Massane"*, Réserve Naturelle de La Massane, Travaux, 80, 52p.
- Mason F., Zapponi L., 2015.** *The forest biodiversity artery: towards forest management for saproxylic conservation*, iForest (early View) Biogeosciences and Forestry, 12p.
- Médail F., Diadema K., 2006.** *Biodiversité végétale méditerranéenne et anthropisation : approches macro et micro-régionales*, Annales de Géographie n°651, pp 618-640.
- Moubayed Z., 1986.** *La rivière Massane, Inventaire faunistique et recherches écologiques*, Réserve Naturelle de la Massane, Travaux, 21, pp 1-61.
- Naman S. (coord.), 2013.** *Les plantes et l'ancienneté de l'état boisé*, CNPF, 32p.
- ONF, 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.
- Ouzeau G., Déqué M., Jouini M., Planton S., Vautard R., 2014.** *Scénarios régionalisés : édition 2014 pour la métropole et les régions d'outre-mer*, Le climat de la France au XXIe siècle, Volume 4, Août 2014, rapport de la mission Jean Jouzel, Ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie, Direction générale de l'Énergie et du Climat, 64p.
- Paillet Y., Berges L., Hjältén J., Ódor P., Avon C., Bernhardt-Römermann, M., Kanka, R., 2010.** *Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe*, Conservation Biology, 24(1), pp 101-112.

- Panaïotis C., Barthet T., Vallauri D., Hugot L., Gauberville C., Reymann J., Delbosc P., 2015.** *Notice de la carte d'Etat-major de la Corse (1964-1866). Occupation du sol et première analyse des forêts anciennes*, CBN Corse/OEC/WWF-France, Corte, 31p.
- Piegay H., Pautou G., Bravard J.P., 2003.** *L'histoire contemporaine des marges fluviales entre renaturation et dénaturation*, Dans : Les forêts riveraines des cours d'eau, écologie, fonction et gestion. Institut pour le Développement forestier, Paris.
- Pignard G., 2000.** *Évolution récente des forêts françaises : surface, volume sur pied, productivité*. Revue Forestière Française Vol LII, pp 27-36.
- Planty-Tabacchi A.M., Tabacchi E., Salinas Bonillo M.J., 2001.** *Invasions of river corridors by exotic plant species: patterns and causes*, In: Brundu G., Brock J., Camarda I., Child L., Wade M., (coords.). *Plant invasions: species ecology and ecosystem management*. Leiden, Backhuys Publisher, pp 221-234.
- Pont B., 2007.** *Les forêts alluviales des grands cours d'eau*, Les Cahiers techniques de Rhône-Alpes, 23p.
- Quézel P., 1979.** *La région méditerranéenne Française et ses essences forestières. Signification écologique dans le contexte circum-méditerranéen*, Forêt méditerranéenne, Tome I, n°1, pp 7-18.
- Quézel P., Médail F., 2003.** *Que faut-il entendre par « forêts méditerranéennes » ?*, Forêt méditerranéenne, Tome XXIV, n°1, pp 11-31.
- Quézel P., Médail F., 2003.** *Valeur phytoécologique et biologique des ripisylves méditerranéennes*, Forêt Méditerranéenne, XXIV(3), pp 231-248.
- Rameau J.-C., Mansion D., Dumé G., Gauberville C., 2008.** *Flore forestière française, Guide écologique illustré, Tome 3 : Région méditerranéenne*, Institut pour le Développement Forestier, 2426p.
- 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.
- Reporterre., 2017.** *La centrale à biomasse de Gardanne est un contre-sens écologique, selon les opposants*, Revue en ligne, consultée en 2017.
- Rigolot E., 2008.** *Impact du changement climatique sur les feux de forêt*, Forêt méditerranéenne, XXIX(2), pp 167-176.
- Riols A., 2012.** *Gentilshommes verriers et Verreries forestières du Languedoc*, Catalogue Transverre, Musée/centre D'art Du Verre, 10p.
- Rossi M., André J., Vallauri D., 2015.** *Le carbone forestier en mouvements. Éléments de réflexion pour une politique maximisant les atouts du bois*, Rapport REFORA, Lyon, 40p.
- Rossi M., Vallauri D., 2013.** *Évaluer la naturalité. Guide pratique version 1.2*, Rapport WWF France, 154p.
- Salvaudon A., Economides M., 2015.** *Projet E.ON. Les élus de la réserve de biosphère Luberon-Lure et du parc naturel régional du Verdon mettent en cause l'enquête publique devant le tribunal administratif de Marseille*, Dossier de Presse, 7p.
- Schnitzler A., 2014.** *Distribution, données floristiques et architecture des boisements du delta du Rhône (sud-est de la France)*, Ecologia Mediterranea, 40(2), pp 1-16.
- Schnitzler A., Carbiener R., 2006.** *Biodiversité comparée des ripisylves du Rhône et de ses affluents (Cèze, Ouvèze, Durance) dans la région méditerranéenne*, Forêt Méditerranéenne, XXVII(1), pp 43-58.
- Somot S., Sevaut F., Déqué M., Crépon M., 2008.** *21st century climate change scenario for the Mediterranean using a coupled atmosphere - ocean regional climate model*, Global Planet Change 63(2-3), pp 112-126.
- Tatoni T., Barbéro M., Gachet-Boudemaghe S., 1999.** *Dynamique des boisements naturels en Provence, Boisements naturels des espaces agricoles*. Ingénieries – EAT, pp 49-57.
- Terrin E., Diadema K., Fort N., 2014.** *Stratégie régionale relative aux espèces végétales exotiques envahissantes en Provence- Alpes-Côte d'Azur et son plan d'actions*, Rapport Région PACA/CBNA/CBNM, 339p + annexes.
- Thompson J., Ronce O., 2010.** *Fragmentation des habitats et dynamique de la biodiversité*, Société Française d'Ecologie, Consulté sur [sfecologie.org](http://sfecologie.org) le 01/02/2016.
- Totland Ø., Nyeko P., Bjerknes A. L., Hegland S. J., Nielsen A., 2005.** *Does forest gap size affects population size, plant size, reproductive success and pollinator visitation in Lantana camara, a tropical invasive shrub?*, Forest Ecology and Management, 215(1), pp 329-338.
- UICN France, 2014** *La Liste rouge des écosystèmes en France – Habitats forestiers de France métropolitaine, Bilan de l'exercice d'application et préconisations*, Paris, France, 23p.
- UICN France, 2015.** *Panorama des services écologiques fournis par les milieux naturels en France - volume 2.5 : les écosystèmes d'eau douce*, Paris, France, 24p.
- UICN France, 2015.** *Synthèse des assises nationales « espèces exotiques envahissantes : vers un renforcement des stratégies d'action »*, Orléans, 23, 24 et 25 septembre 2014, Paris, France, 77 pages.
- UICN France, 2015.** *Synthèse des assises nationales « espèces exotiques envahissantes vers un renforcement des stratégies d'action »*, Orléans, 23, 24 et 25 septembre, Paris, France, 77p.
- Valladares F., Benavides R., Rabasa S. G., Diaz M., Pausas J., Paula S., Simonson W., 2014.** *Global change and Mediterranean forests: current impacts and potential responses*, Forests and Global Change, pp 47-75.
- Vallauri D., André, J., Dodelin B., Eynard-Machet R., Rambaud D. (coord.) 2005.** *Bois mort et à cavités, une clé pour des forêts vivantes*, Lavoisier, Tec & Doc. Paris. 404p.
- 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.

**Vallauri D., Grel A., Granier E., Dupouey J., 2012.** *Les forêts de Cassini. Analyse quantitative et comparaison avec les forêts actuelles*, Rapport WWF/INRA, Marseille, 64p + CD.

**Varèse, P. 1993.** *Les groupements ligneux riverains de la Basse Durance (Provence)*, Colloques XXII Syntaxonomie typologique des habitats, pp 565-593.

**Vennetier M., Ripert C., 2010.** *Impact du changement climatique sur la flore méditerranéenne : théorie et pratique*, Changements climatiques et biodiversité, Vuibert, pp 75-87.

# Annexes

Annexe 1.	<i>Seuils et critères de la méthodologie UICN (V2.1, 2015)</i> .....	303
Annexe 2.	<i>Glossaire des termes clés de la méthodologie</i> .....	304
Annexe 3.	<i>Exemples d'espèces typiques des forêts méditerranéennes anciennes et/ou matures (Amandier, 2013 ; Naman, 2013 ; Bricaud, 2010)</i>	308
Annexe 4.	<i>Tableau synthétique des évaluations des écosystèmes forestiers méditerranéens</i> .....	310

## Annexe 1. Seuils et critères de la méthodologie UICN (V2.1, 2015)

Les termes signalés par une \* sont définis dans le glossaire en annexe 2.

A. Réduction de la distribution spatiale pour N'IMPORTE LAQUELLE des périodes suivantes :			
	CR	EN	VU
A1. Les 50 dernières années	≥ 80 %	≥ 50 %	≥ 30 %
A2a. Les 50 prochaines années	≥ 80 %	≥ 50 %	≥ 30 %
A2b. 50 ans incluant le passé, le présent et le futur	≥ 80 %	≥ 50 %	≥ 30 %
A3. Depuis 1750	≥ 90 %	≥ 70 %	≥ 50 %

B. Distribution spatiale restreinte selon N'IMPORTE LEQUEL des sous-critères B1, B2 or B3:			
	CR	EN	VU
B1. La superficie de la zone d'occurrence de l'écosystème est :	≤ 2 000 km <sup>2</sup>	≤ 20 000 km <sup>2</sup>	≤ 50 000 km <sup>2</sup>
B2. OU Le nombre de mailles (10 x 10 km) occupées par l'écosystème (zone d'occupation) est :	≤ 2	≤ 20	≤ 50
ET au moins un des indicateurs suivants (a-c)			
(a) Un déclin continu, observé ou déduit, de N'IMPORTE LAQUELLE des variables suivantes :			
i. la distribution de l'écosystème OU,			
ii. la qualité de l'environnement abiotique pour le biote indigène caractéristique de l'écosystème OU,			
iii. les interactions biotiques caractéristiques de l'écosystème.			
(b) Une menace, observée ou déduite, qui provoquerait avec une forte probabilité le déclin continu de la distribution, de la qualité de l'environnement abiotique ou des interactions biotiques au cours des 20 prochaines années.			
(c) L'écosystème n'est présent que dans :	1 localité	1-5 localités	≤ 10 localités
B3. Le nombre de localités est :			
Très petit (généralement inférieur à 5) ET les impacts des activités anthropiques, ou des événements aléatoires peuvent mener l'écosystème à l'effondrement ou le classer « En danger critique » rapidement, et sur le court terme (B3 ne conduit qu'à la catégorie VU).			VU

C. Dégradation de l'environnement abiotique pour N'IMPORTE LAQUELLE des périodes suivantes :				
		Sévérité relative (%)		
C1. Au cours des 50 dernières années, le changement d'une variable <u>abiotique</u> a affecté une fraction de l'écosystème selon une certaine sévérité relative, comme indiqué dans le tableau suivant :	Superficie affectée (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
	≥ 80	CR	EN	VU
	≥ 50	EN	VU	
	≥ 30	VU		
C2. Durant les 50 prochaines années (C2a), OU au cours d'une période de 50 ans incluant, le passé, le présent et le futur (C2b), le changement d'une variable <u>abiotique</u> va affecter une fraction de l'écosystème selon une certaine sévérité relative, comme indiqué dans le tableau suivant :	Superficie affectée (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
	≥ 80	CR	EN	VU
	≥ 50	EN	VU	
	≥ 30	VU		
C3. Depuis 1750, le changement d'une variable <u>abiotique</u> a affecté une fraction de l'écosystème selon une certaine sévérité relative, comme indiqué dans le tableau suivant :	Superficie affectée (%)	≥ 90	≥ 70	≥ 50
	≥ 90	CR	EN	VU
	≥ 70	EN	VU	
	≥ 50	VU		

D. Perturbation des interactions et/ou processus biotiques pour N'IMPORTE LAQUELLE des périodes suivantes :				
		Sévérité relative (%)		
D1. Au cours des 50 dernières années, le changement d'une variable <u>biotique</u> a affecté une fraction de l'écosystème selon une certaine sévérité relative, comme indiqué dans le tableau suivant :	Superficie affectée (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
	≥ 80	CR	EN	VU
	≥ 50	EN	VU	
	≥ 30	VU		
D2. Durant les 50 prochaines années (D2a), OU au cours d'une période de 50 ans incluant, le passé, le présent et le futur (D2b), le changement d'une variable <u>biotique</u> va affecter une fraction de l'écosystème selon une certaine sévérité relative, comme indiqué dans le tableau suivant :	Superficie affectée (%)	≥ 80	≥ 50	≥ 30
	≥ 80	CR	EN	VU
	≥ 50	EN	VU	
	≥ 30	VU		
D3. Depuis 1750, le changement d'une variable <u>biotique</u> a affecté une fraction de l'écosystème selon une certaine sévérité relative, comme indiqué dans le tableau suivant :	Superficie affectée (%)	≥ 90	≥ 70	≥ 50
	≥ 90	CR	EN	VU
	≥ 70	EN	VU	
	≥ 50	VU		

E. Analyse quantitative (modélisation) estimant la probabilité d'effondrement de l'écosystème :			
	CR	EN	VU
L'effondrement de l'écosystème aura lieu avec une probabilité :	≥ 50 % dans les 50 ans à venir	≥ 20 % dans les 50 ans à venir	≥ 10 % dans les 100 ans à venir

## Annexe 2. Glossaire des termes clés de la méthodologie

**Biote indigène caractéristique** – Gènes, populations, espèces, communautés d'espèces et interactions clés entre ces différentes entités, qui permettent de distinguer les écosystèmes les uns des autres.

Le biote indigène caractéristique comprend également les éléments moteurs de la dynamique d'un écosystème, comme les espèces ingénieurs, les composantes structurantes des réseaux trophiques ou encore les éléments ayant une importance fonctionnelle unique, même si ces composantes peuvent être communes dans d'autres écosystèmes. Il peut être défini par des traits taxonomiques ou des traits fonctionnels : par exemple, un groupe d'organismes ayant une ou plusieurs réponses similaires face à un ou plusieurs facteurs environnementaux ; les guildes d'espèces partageant la même fonction au sein de l'écosystème ; les espèces répondant aux mêmes spectres de dispersion, etc.

Le biote caractéristique exclue les espèces anecdotiques ou erratiques qui ne contribuent que peu au fonctionnement de l'écosystème et qui peuvent par ailleurs se retrouver plus communes dans d'autres écosystèmes.

**Déclin continu** – Concerne la distribution de l'écosystème évalué, la qualité de son environnement abiotique ou l'intégrité de ses interactions biotiques caractéristiques. Un déclin continu est caractérisé par :

- La réduction de la capacité de l'écosystème à conserver son biote indigène caractéristique ;
- Une ampleur significative ;
- La forte probabilité que ce déclin se poursuive dans le futur.

Un déclin continu peut se dérouler de manière graduelle ou épisodique. Sont exclues les fluctuations non significatives ou qui n'entraînent pas la perte du biote caractéristique de l'écosystème.

**Déduit(e)** – Caractérise les données basées sur une preuve indirecte ou tirée de variables indirectement liées à la variable d'intérêt mais analysées sur les mêmes unités.

Les données déduites reposent sur un plus grand nombre d'hypothèses que les données estimées. Par exemple, si l'on déduit la valeur d'une variable biotique à partir de données statistiques, la démarche de déduction nécessite :

- Des hypothèses statistiques (par exemple un échantillonnage aléatoire de la distribution) ;
- Des hypothèses biologiques (hypothèse d'un lien entre l'échantillon et la population totale) ;
- Mais également des hypothèses quant à l'effort d'échantillonnage, son efficacité, sa distribution spatiale et temporelle en relation avec la population totale.

La déduction repose également sur l'extrapolation de données observées ou estimées au niveau d'une zone connue de l'écosystème (échantillonnée) à d'autres zones de la distribution de l'écosystème (non échantillonnées). Cette déduction est possible uniquement :

- Si l'on dispose de suffisamment de données, ce qui dépend de la proportion de la distribution couverte par l'échantillonnage (et donc connue) ;
- Si les tendances et menaces observées sur les zones échantillonnées sont applicables à l'ensemble de la distribution de l'écosystème.

L'application de la méthode d'extrapolation à des zones non échantillonnées de la distribution dépendra des critères évalués et du type de données disponibles pour les secteurs échantillonnés.

Les variables projetées nécessitent d'apporter des précisions quant à la méthode d'extrapolation (par exemple la justification des hypothèses statistiques ou du modèle d'écosystème utilisé) ainsi qu'à la projection des menaces actuelles ou potentielles à l'avenir (comprenant notamment des indications quant à l'ampleur des perturbations).

**Dégradation de l'environnement abiotique** – Changement des paramètres abiotiques réduisant la capacité de l'écosystème à conserver l'intégralité de son biote indigène caractéristique.

L'évaluation de la dégradation pour le critère C se fait en plusieurs étapes :

1. Sélection d'une ou de plusieurs variables abiotique(s), justifiée(s) par leur relation avérée avec la dynamique de l'écosystème (par exemple en faisant référence à une modélisation de l'écosystème évalué) ;
2. Estimation de la valeur de la variable dans toute la distribution de l'écosystème évalué pour la période concernée (présent pour C1 et C3, les 50 ans à venir pour C2) ;
3. Estimation de l'ampleur des changements de la variable depuis le début de la période d'évaluation (50 dernières années pour C1, actuellement pour C2, depuis 1750 pour C3). Sont généralement exclus de l'estimation les patches de l'écosystème ayant été détruits ;
4. Calcul du pourcentage absolu des changements de la variable abiotique concernée pour la période donnée (cela peut impliquer des interpolations et/ou extrapolations temporelles des données ainsi que la justification des hypothèses qui y sont associées) ;
5. Conversion de la valeur obtenue au 4. en « sévérité relative », en utilisant comme seuil maximal la valeur de cette même variable correspondant à l'effondrement de l'écosystème ;
6. Estimation de la superficie concernée par la dégradation (en % de la distribution de l'écosystème) ;
7. Comparaison de la sévérité relative estimée et de la superficie concernée avec les seuils d'évaluation pour le critère C (Tableau 3 in Keith *et al.*, 2013).

**Distribution** – Surfaces réellement couvertes par l'écosystème évalué.

Pour le critère A, les changements dans la distribution doivent être estimés avec la meilleure cartographie disponible de l'écosystème (par exemple établie par télédétection pour la végétation terrestre, les reliefs marins, etc.). Pour le critère B, cette distribution devra être évaluée avec les mesures standards – voir les définitions de zone d'occupation (AOO), zone d'occurrence (EOO) et de localité.

**Écosystème** – Complexe d'organismes vivants et de leur environnement abiotique associé, dans un espace délimité (d'après Tansley, 1935 in Keith *et al.*, 2014).

Il est composé de 4 éléments essentiels (d'après Pickett et Cadanesso, 2002 in Keith *et al.*, 2014) :

- Un complexe d'organismes vivants ;
- Un environnement abiotique ;
- Des interactions au sein du complexe d'organismes vivants, et entre ce complexe et son environnement abiotique ;
- Un espace délimité (la distribution) où se déroulent ces interactions.

**Effondrement** – Seuil théorique au-delà duquel un écosystème perd la plupart des composantes de son biote indigène caractéristique, ou que ses composantes clés ne peuvent plus assurer son fonctionnement (éléments structurants des interactions trophiques et/ou fonctionnelles : groupes fonctionnels spécifiques, espèces ingénieurs, etc.).

L'effondrement survient lorsque la composition, la structure et le fonctionnement de l'écosystème, dans toutes ses occurrences, sont modifiées au-delà des variations naturelles, temporelles et spatiales. Les différentes espèces ou communautés d'espèces peuvent toujours être présentes une fois l'écosystème effondré mais leur abondance, leur organisation ou leur fonction aura changé. L'effondrement d'un écosystème est l'équivalent de l'extinction à l'échelle d'une espèce. Il peut ainsi être précédé ou coïncider avec l'extinction d'une ou de plusieurs de ses espèces caractéristiques.

L'évaluation pour la Liste Rouge des Ecosystèmes repose sur trois principes fondamentaux, caractérisant la qualité et la viabilité d'un écosystème, à savoir :

- Sa répartition spatiale et ses dynamiques (réduction de la distribution ou distribution spatiale restreinte) ;
- La modification de l'environnement abiotique (modification des paramètres abiotiques et physico-chimiques) ;
- La perturbation des interactions biotiques (perturbation des relations entre espèces et entre espèces et milieu).

**Estimé(e)** – Caractérise les données basées sur des calculs et pouvant inclure des hypothèses statistiques d'échantillonnage ou des hypothèses biologiques, sur des relations entre des variables observées (par exemple l'indice d'abondance d'une espèce clé) et la variable d'intérêt (par exemple les interactions biotiques).

**Facteur de vulnérabilité** – Source de perturbation (agent, mécanisme ou processus) identifiable et mesurable, à l'origine :

- D'un déclin de la distribution ;
- De la dégradation de l'environnement abiotique ;
- De la perturbation des processus et interactions biotiques.

**Localité** – Zone particulière définie selon des critères géographiques ou écologiques, au sein de laquelle une seule menace peut affecter rapidement l'intégralité de l'écosystème évalué.

La superficie de la localité dépend du type de menace identifié et peut inclure tout ou partie d'un patch isolé de l'écosystème évalué. Si l'écosystème est affecté par plusieurs menaces, la localité sera définie en fonction de la menace la plus plausible et pouvant causer les dommages les plus graves à l'écosystème.

**Menace (critère B)** – Source de perturbation (agent, mécanisme ou processus) identifiable et mesurable, à l'origine

- D'un déclin continu de la distribution ;
- De la dégradation continue de l'environnement abiotique ;
- De la perturbation continue des processus et interactions biotiques.

Ou pouvant être à l'origine de l'un de ces 3 processus ayant une forte probabilité de survenir dans un futur proche (d'ici 20 ans).

**Observé(e)** – Caractérise les données basées directement sur des observations bien documentées, pour l'ensemble de la distribution de l'écosystème évalué.

**Perturbation des interactions biotiques** – Changement des interactions parmi les différentes composantes du biote indigène caractéristique, ou entre ces composantes et leur environnement abiotique, réduisant la capacité de l'écosystème à conserver l'intégralité de son biote indigène caractéristique.

Les interactions prises en compte peuvent concerner les interactions entre les espèces et/ou communautés d'espèces de l'écosystème évalué, entre ces espèces et/ou communautés d'espèces avec celles d'un autre écosystème ou entre ces espèces et communautés d'espèces et leur environnement abiotique. L'évaluation des perturbations des interactions biotiques selon le critère D nécessite plusieurs étapes :

1. Sélection d'une ou plusieurs variables biotique(s), justifiée(s) par leur relation avérée avec la dynamique de l'écosystème (par exemple en faisant référence à un modèle spécifique de l'écosystème évalué) ;
2. Estimation de la valeur de la variable dans toute la distribution de l'écosystème évalué pour la période concernée (présent pour D1 et D3, les 50 ans à venir pour D2) ;
3. Estimation de l'ampleur des changements subis par la variable depuis le début de la période d'évaluation (50 dernières années pour D1, actuellement pour D2, depuis 1750 pour D3). Sont généralement exclus de l'estimation les patches de l'écosystème ayant été détruits ;
4. Calcul du pourcentage absolu des changements de la variable biotique concernée pour la période donnée (cela peut impliquer des interpolations et/ou extrapolations temporelles ainsi que la justification des hypothèses qui y sont associées) ;
5. Conversion du pourcentage obtenu au 4. en « sévérité relative », en utilisant comme seuil maximal la valeur de cette même variable capable d'entraîner l'effondrement de l'écosystème évalué ;
6. Estimation de la superficie concernée par les perturbations (en % de la distribution de l'écosystème) ;
7. Comparaison de la sévérité relative estimée et de la superficie concernée avec les seuils d'évaluation pour le critère D (Tableau 3 in Keith *et al.*, 2013).

**Projeté(e)** – Similaire à « estimé(e) », mais la variable d'intérêt est extrapolée pour l'avenir (par exemple la réduction de la distribution au cours des 50 prochaines années sur la base d'observations ou d'estimations de la distribution actuelle et d'il y a 20 ans).

**Sévérité relative** – Intensité de la modification de l'environnement abiotique ou des interactions et processus biotiques d'un écosystème (critères C et D), liée à une menace donnée et mesurée en fonction du seuil d'effondrement pour la variable abiotique ou biotique en jeu.

La sévérité relative est mesurée en pourcentage, le maximum pour une variable donnée étant égal à la valeur de cette variable correspondant à l'effondrement de l'écosystème. La sévérité relative d'un phénomène est à mettre en relation avec la proportion de l'écosystème évalué que celui-ci affecte, également mesurée en pourcentage.

Ces hypothèses doivent être établies et justifiées lors de l'évaluation par des références bibliographiques. Une estimation peut également impliquer une interpolation dans le temps permettant d'estimer la valeur de variable d'intérêt à une date postérieure

(par exemple la réduction de la distribution à 50 ans basée sur des observations ou des estimations de la distribution d'il y a 60 ans et 40 ans).

**Zone d'occupation** – La zone d'occupation (AOO, Area Of Occupancy) correspond au nombre de mailles de 100 km<sup>2</sup> (10 x 10 km) réellement occupées par l'écosystème évalué au sein de sa zone d'occurrence (*voir la définition de la zone d'occurrence*), à l'exception des mailles dans lesquelles l'écosystème représente moins de 1 % de la superficie de la maille (soit 1 km<sup>2</sup>).

Cette mesure reflète le fait qu'un écosystème donné ne couvre que rarement l'intégralité de sa zone d'occurrence.

**Zone d'occurrence** – La zone d'occurrence (EOO, Extent of occurrence) est synonyme de l'aire de répartition.

Elle correspond à la superficie (en km<sup>2</sup>) du plus petit polygone convexe (dont aucun angle ne dépasse 180°) pouvant englober tous les sites connus ou suspectés de l'écosystème, au moment de son évaluation. Cette mesure peut cependant exclure certains sites formant une discontinuité ou disjonction dans la répartition globale.

**Annexe 3. Exemples d'espèces typiques des forêts méditerranéennes anciennes et/ou matures  
(Amandier, 2013 ; Naman, 2013 ; Bricaud, 2010)**

**Espèces typiques des forêts méditerranéennes matures et anciennes :**

Nom latin	Nom français	Habitat de prédilection
<i>Acrocordietum gemmatae</i>	lichen	chênaie pubescente et verte
<i>Arbutus unedo</i>	arbousier	chênaie verte
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	brachypode des bois	chênaie pubescente
<i>Cephalanthera rubra</i>	céphalanthère rouge	chênaie pubescente
<i>Cornus mas</i>	cornouiller mâle	chênaie pubescente
<i>Daphne laureola</i>	lauréole	chênaie pubescente
<i>Gyalectetum ulmi</i>	lichen	chênaie pubescente
<i>Ilex aquifolium</i>	houx	chênaie pubescente et verte
<i>Melica uniflora</i>	mélique à une fleur	Chênaie pubescente
<i>Mycelis muralis</i>	laitue des murailles	chênaie pubescente
<i>Phillyrea latifolia</i>	filaire à larges feuilles	chênaie pubescente et verte
<i>Primula vulgaris</i>	primevère acaule	chênaie pubescente
<i>Prunus avium</i>	merisier	chênaie pubescente
<i>Ramonia-Striguletum ziziphii</i>	lichen	chênaie verte
<i>Ruscus aculeatus</i>	fragon petit-houx	chênaie pubescente et verte
<i>Striguletum affinis</i>	lichen	chênaie pubescente et verte
<i>Taxus baccata</i>	if	chênaie pubescente
<i>Thelotrema lepadini</i>	lichen	ostryaie
<i>Viburnum tinus</i>	viorne-tin	chênaie pubescente et verte
<i>Wayneetum stoechedianae</i>	lichen	chênaie verte

**Espèces typiques des forêts méditerranéennes matures :**

Nom latin	Nom français	Nom latin	Nom français
<i>Asparagus acutifolius</i>	asperge sauvage	<i>Lonicera etrusca</i>	chèvrefeuille d'Etrurie
<i>Brachypodium pinnatum</i>	brachypode penné	<i>Melica nutans</i>	mélique penchée
<i>Bupleurum fruticosum</i>	buplèvre arbrisseau	<i>Osyris alba</i>	osyris blanc
<i>Buxus sempervirens</i>	buis	<i>Phillyrea angustifolia</i>	filaire à feuilles étroites
<i>Calamintha nepeta</i>	calament nepeta	<i>Prunus spinosa</i>	prunellier
<i>Carex distachya</i>	laïche à deux épis	<i>Rosa pimpinellifolia</i>	rosier pimprenelle
<i>Cistus albidus</i>	ciste cotonneux	<i>Rubia peregrina</i>	garance voyageuse
<i>Clematis flammula</i>	clématite flammule	<i>Rubus canescens</i>	ronce blanchâtre
<i>Cornus sanguinea</i>	cornouiller sanguin	<i>Rubus ulmifolius</i>	ronce à feuille d'orme
<i>Crataegus monogyna</i>	aubépine monogyne	<i>Smilax aspera</i>	salsepareille
<i>Deschampsia flexuosa</i>	canche flexueuse	<i>Tamus communis</i>	tamier
<i>Euonymus europaeus</i>	fusain d'Europe	<i>Teucrium chamaedrys</i>	germandrée petit-chêne
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	euphorbe des bois	<i>Vinca major</i>	petite pervenche
<i>Festuca rubra</i>	fétuque rouge	<i>Viola alba</i>	violette blanche
<i>Geranium robertianum</i>	géranium Herbe-à-Robert	<i>Viola odorata</i>	violette odorante
<i>Hedera helix</i>	lierre	<i>Viola suavis</i>	violette suave

### Espèces typiques des forêts méditerranéennes anciennes :

Nom latin	Nom français
<i>Anemone hepatica</i>	anémone hépatique
<i>Anisomeridio-Psoroglaenetum</i>	lichen
<i>Asplenium onopteris</i>	asplénie des ânes
Association à <i>Strigula buxi</i>	lichen
<i>Athyrium filix-femina</i>	fougère femelle
<i>Calicietum schaereri</i>	lichen
<i>Cardamine heptaphylla</i>	cardamine à sept folioles
<i>Cephalanthera damasonium</i>	céphalanthère de Damas
<i>Chaenothecetum furfuraceae</i>	lichen
<i>Chaenothecetum glaucelli</i>	lichen
<i>Corylus avellana</i>	noisetier
<i>Dryopteris filix-mas</i>	fougère mâle
<i>Festuca heterophylla</i>	fétuque hétérophylle
<i>Geum sylvaticum</i>	benoîte des bois
<i>Hordelymus europaeus</i>	orge d'Europe
<i>Lilium martagon</i>	lis martagon
<i>Listera ovata</i>	listère ovale
<i>Lithospermum purpureocaeleum</i>	grénil pourpre-bleu
<i>Lobarietum pulmonariae</i>	lichen
<i>Luzula sylvatica</i>	luzule des bois
<i>Melampyrum nemorosum</i>	mélampyre des bois
<i>Melittis melissophyllum</i>	mélite à feuilles de mélisse
<i>Mercurialis perennis</i>	mercuriale pérenne
<i>Monotropa hypopitys</i>	monotrope sucepin
<i>Neottia nidus-avis</i>	neottie nid-d'oiseau
<i>Opegraphetum vermicelliferae</i>	lichen
Peuplements à <i>Arthonia spadicea</i>	lichen
Peuplements à <i>Bacidina vasakii</i>	lichen
Peuplements à <i>Opegrapha corticola</i>	lichen
<i>Platanthera chlorantha</i>	platanthère à fleurs verdâtres
<i>Poa nemoralis</i>	pâturin des bois
<i>Polygonatum multiflorum</i>	sceau de Salomon multiflore
<i>Polygonatum odoratum</i>	sceau de Salomon odorant
<i>Porinetum coralloideae</i>	lichen
<i>Porinetum hoeneliana</i>	lichen
<i>Pyrenuletum chlorospilae enterographetosum</i>	lichen
<i>Sanicula europaea</i>	saninckle d'Europe
<i>Symphytum tuberosum</i>	consoude tubéreuse

## Annexe 4. Tableau synthétique des évaluations des écosystèmes forestiers méditerranéens

Critères	Réduction de la distribution spatiale				Distribution spatiale restreinte			Modification environnement physique				Perturbation processus écologiques				Modélisation	Catégorie de menace	
	A1	A2a	A2b	A3	B1	B2	B3	C1	C2a	C2b	C3	D1	D2a	D2b	D3			E
<b>Ecosystèmes forestiers des plaines méditerranéennes et des montagnes sous influences méditerranéennes de France métropolitaine</b>																		
Chênaies pubescentes méditerranéennes	LC	DD	LC	LC	LC	LC	LC	LC	DD	NT	DD	LC	DD	NT	LC	DD	NT	
Chênaies vertes méditerranéennes	LC	DD	LC	LC	LC	LC	LC	LC	DD	LC	LC	LC	DD	DD	LC	DD	LC	
Suberaies méditerranéennes	LC	DD	NT	NT	LC	LC	LC	VU	DD	DD	LC	VU	DD	DD	LC	DD	VU	
Châtaigneraies méditerranéennes	NT	DD	DD	NT	LC	LC	LC	LC	DD	LC	LC	NT	DD	VU	DD	DD	VU	
Pinèdes à Pin d'Alep	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	DD	LC	LC	LC	DD	DD	LC	LC	LC	
Pinèdes à Pin maritime mésogéen	LC/DD	DD	DD	LC	LC	LC	LC	LC	LC	LC	DD	NT	DD	NT	LC	DD	NT	
Pinèdes corses à Pin laricio	LC	LC	LC	LC	NT	NT	LC	LC	DD	LC	LC	NT	DD	NT	LC	DD	NT	
Pinèdes à Pin parasol	DD	DD	DD	DD	NT	NT	LC	LC	DD	LC	LC	DD	DD	DD	DD	DD	NT	
Pinèdes à Pin de Salzman	LC	DD	LC	LC	VU	EN	LC	NT	DD	DD	DD	VU	EN	EN	VU/EN	DD	EN	
Boisements à Genévrier thurifère	LC	DD	LC	LC	LC	LC	LC	LC	DD	LC	LC	LC	DD	NT	LC	DD	NT	
Boisements à Olivier sauvage	DD	DD	DD	DD	NT	NT	LC	LC	DD	LC	LC	DD	DD	DD	DD	DD	NT	
Boisements méditerranéens à If	DD	DD	DD	DD	DD	DD	LC	LC	DD	LC	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	
Ostryaies non riveraines	LC	DD	LC	DD	LC	LC	LC	LC	DD	LC	DD	LC	DD	DD	DD	DD	LC	
<b>Forêts alluviales et riveraines méditerranéennes de France métropolitaine</b>																		
Ostryaies riveraines	DD	DD	DD	DD	LC	LC	LC	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD
Saulaies riveraines méditerranéennes	DD	DD	DD	DD	LC	LC	LC	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD
Peupleraies riveraines méditerranéennes	NT	DD	DD	DD	LC	LC	LC	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	NT
Aulnaies-frênaies riveraines méditerranéennes	DD	DD	DD	DD	LC	LC	LC	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD
Ormaies riveraines méditerranéennes	DD	DD	DD	DD	LC	DD	LC	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD
Forêts galeries à Laurier rose, Gattilier et Tamaris	NT	DD	DD	DD	LC	LC	LC	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	DD	NT

### Comité français de l'UICN

Union Internationale pour la Conservation de la Nature

Créé en 1992, le Comité français de l'UICN est le réseau des organismes et des experts de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature en France. Il regroupe au sein d'un partenariat original 2 ministères, 10 organismes publics, 42 organisations non gouvernementales et plus de 250 experts, réunis en commissions spécialisées et en groupes de travail thématiques. Par cette composition mixte, il est une plate-forme unique de dialogue et d'expertise sur les enjeux de la biodiversité, associant également les entreprises et les collectivités locales.

Le Comité français de l'UICN a pour but de contribuer à la conservation de la biodiversité et à une utilisation durable et équitable des ressources naturelles.

### Comité français de l'UICN

259-261 Rue de Paris – 93100 Montreuil - FRANCE

contact : [uicn@uicn.fr](mailto:uicn@uicn.fr)

[www.uicn.fr](http://www.uicn.fr)

