HAL
open science

État de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire, Évaluation à l'échelle du site Natura 2000, Version 2. Tome 1 : Définitions, concepts et éléments d'écologie

Lise Maciejewski

To cite this version:

Lise Maciejewski. État de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire, Évaluation à l'échelle du site Natura 2000, Version 2. Tome 1 : Définitions, concepts et éléments d'écologie. SPN 2016-75, Service du patrimoine naturel. 2016. mnhn-04077143

HAL Id: mnhn-04077143

https://mnhn.hal.science/mnhn-04077143v1

Submitted on 21 Apr 2023

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

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

Direction de la Recherche, de l'Expertise et de la Valorisation

Direction Déléguée au Développement Durable, à la Conservation de la Nature et à l'Expertise

Service du Patrimoine Naturel

Lise Maciejewski

ÉTAT DE CONSERVATION DES HABITATS FORESTIERS D'INTÉRÊT COMMUNAUTAIRE

ÉVALUATION À L'ÉCHELLE DU SITE NATURA 2000

Version 2

Tome 1

Définitions, concepts et éléments d'écologie

Rapport SPN 2016 - 75

Mars 2016

Le Service du Patrimoine Naturel (SPN)

Inventorier - Gérer - Analyser - Diffuser

Au sein de la direction de la recherche, de l'expertise et de la valorisation (DIREV), le Service du Patrimoine Naturel développe la mission d'expertise confiée au Muséum national d'Histoire naturelle pour la connaissance et la conservation de la nature. Il a vocation à couvrir l'ensemble de la thématique biodiversité (faune/flore/habitat) et géodiversité au niveau français (terrestre, marine, métropolitaine et ultra-marine). Il est chargé de la mutualisation et de l'optimisation de la collecte, de la synthèse et de la diffusion d'informations sur le patrimoine naturel.

Placé à l'interface entre la recherche scientifique et les décideurs, il travaille de façon partenariale avec l'ensemble des acteurs de la biodiversité afin de pouvoir répondre à sa mission de coordination scientifique de l'Inventaire National du Patrimoine Naturel (code de l'environnement : L411-5).

Un objectif : contribuer à la conservation de la Nature en mettant les meilleures connaissances à disposition et en développant l'expertise.

En savoir plus : http://www.spn.mnhn.fr

Directeur : Jean-Philippe SIBLET
Adjoint au directeur en charge des programmes de connaissance : Laurent PONCET
Adjoint au directeur en charge des programmes de conservation : Julien TOUROULT

Porté par le SPN, cet inventaire est l'aboutissement d'une démarche qui associe scientifiques, collectivités territoriales, naturalistes et associations de protection de la nature en vue d'établir une synthèse sur le patrimoine naturel en France. Les données fournies par les partenaires sont organisées, gérées, validées et diffusées par le MNHN. Ce système est un dispositif clé du SINP et de l'Observatoire National de la Biodiversité.

Afin de gérer cette importante source d'informations, le Muséum a construit une base de données permettant d'unifier les données à l'aide de référentiels taxonomiques, géographiques et administratifs. Il est ainsi possible d'accéder à des listes d'espèces par commune, par espace protégé ou par maille de 10x10 km. Grâce à ces systèmes de référence, il est possible de produire des synthèses quelle que soit la source d'information.

Ce système d'information permet de mutualiser au niveau national ce qui était jusqu'à présent éparpillé à la fois en métropole comme en outre-mer et aussi bien pour la partie terrestre que pour la partie marine. C'est une contribution majeure pour la connaissance, l'expertise et l'élaboration de stratégies de conservation efficaces du patrimoine naturel.

En savoir plus : http://inpn.mnhn.fr

Programme
Évaluation de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire dans les sites Natura 2000

Subvention MEDDE, action « État de conservation »

Chef de projet
Farid Bensettiti : bensettiti@mnhn.fr

Chargée de mission
Lise Maciejewski : maciejewski@mnhn.fr

Relecture
Farid Bensettiti, Julien Touroult et Loïc Duchamp pour la totalité du tome 1, Yoan Paillet (chapitre 2), Christophe Panaïotis (partie sur la forêt méditerranéenne), Nicolas Debaive (parties concernées par RNF), Fabienne Benest (parties concernées par l'IGN), Pierre Gonin (partie sur l'IBP).

Les experts mobilisés pour ce projet sont présentés dans la partie Remerciements

De la version 1 à la version 2
La première version de la méthode d'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire dans les sites Natura 2000 a vu le jour en 2009 à partir d'une collaboration entre le Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle et l'Office national des forêts (Carnino, 2009). Nous avons souhaité faire évoluer cette méthode, dans le premier tome de ce rapport nous présentons tous les travaux nous ayant permis d'élaborer cette deuxième version. Le deuxième tome présente le guide d'application.

Téléchargement
https://inpn.mnhn.fr/docs/N2000_EC/Eval_EC_habitats_forestiers_version2_MNHN-SPN_2016.zip

Référence du rapport conseillée
Maciejewski, L., 2016. *État de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire, Evaluation à l'échelle du site Natura 2000, Version 2. Tome 1 : définitions, concepts et éléments d'écologie.* Mars 2016. Rapport SPN 2016-75, Service du patrimoine naturel, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris. 82 p.

Crédits photographiques

1ère de couverture :
©F. Lebourgeois, sauf *Platystomos albinus* ©J. Touroult, massif forestier en automne ©A. Lagrave, cloisonnement d'exploitation ©R. Puissauve.
4ème de couverture :
Forêt de Grosbois, ©R. Puissauve
Hêtres (bandeau vertical), ©F. Lebourgeois.

Remerciements

À Catherine Biache, pour sa collaboration majeure et précieuse dans ce travail.

À Nathalie Carnino, pour son travail remarquable lors de l'élaboration de la version 1.

À Farid Bensettiti (MNHN/SPN), Julien Touroult (MNHN/SPN), Yann Carasco (étudiant AgroParisTech), Nicolas Drapier (ONF), Vincent Boulanger (ONF), Michel Hermeline (ONF), Maryse Ivanoff (MAAF), Thanya Lahlou (MAAF), Olivier Argagnon (CBN Méditerranée), Fabienne Benest (IGN), Serge Cadet (ONF), Bastien Coignon (MEDDE), Pascal Blanquet (MEDDE), Nicolas Debaive (RNF), Loïc Duchamp (RNF), Sébastien Etienne (ONF), Sandra Guy (ONF), Muriel Tiger (ONF), Stéphane Murraciole (ONF), Pierre Gonin (CNPF), Nabila Hamza (DREAL Languedoc-Roussillon), Pierre Juillard (Communauté de communes de Gevrey-Chambertin), Yoan Paillet (IRSTEA), Christophe Panaïotis (CBN Corse), Vincent Augé (PN de la Vanoise), David Bécu (CEN Champagne-Ardenne), Daniel Cambon (ONF), Arnault Lalanne (MEDDE), Frédéric Gosselin (IRSTEA), Philippe Caramelle (ONF), Camille Feral (DREAL), Pierre Polifroni (ONF), Julie Reymann (CBNC), Denis Soulé (ONF), Julie Chaurand (FCBN), Pierre-Alexis Rault (MNHN/SPN), Henri Michaud (CBN Méditerranée), Dominique Guicheteau (RNN Plaine des Maures), Mathieu Lasceve (Toulon Provence Méditerranée), Claude Moutarde (ONF), Fabrice Mallet (ONF), Gérard Gapin (ONF), Stéphane Thollon (DDTM 83), Thibault Sauvaget (ONF), Jean-Marc Salles (DREAL PACA), Catherine Fournil (Fondation d'entreprise du Golf de Vidauban pour l'environnement), Christian Gauberville (CNPF), Damien Marage (AgroParisTech), Daniel Cambon (ONF), Didier Bonassieux (ONF), Jean-Christophe Gattus (ONF), Nathalie Lamande (DREAL Languedoc-Roussillon), Marc Laporte (CRPF Île-de-France), Sabine Moraud (MEDDE), Suzanne Rabaud (AgroParisTech), Lucile Rambaud (MEDDE), Jean-Marie Valdenaire (DRAAF Franche-Comté), Lise Wlérick (MAAF), Vincent Parmain (ONF), Jérôme Jaminon (ONF), Paul Janin (ONF), Grégoire Gautier (PN Cévennes), Lucie Labbé (Syndicat mixte Camargue gardoise), Eric Serantoni (PN de Port-Cros), Pascal Frbezar (ONF), Paul Tourneur (ONF), Sylvain Pouvaret (CEN Auvergne), Emilie Sautret (ONF), Laure Bourraqui-Sarré (ONF), Jean-Luc Mabboux (ONF), Vincent Bénard (ONF), Camille Jarry (ONF), Jérémy Garin (ONF), Thomas Darni (ONF), Isabelle Bassi (ONF), Géraud Lavandier (ONF), Magali Crèvecoeur (ONF), Sarah Colas (ONF), Hervé Daviau (ONF), Joaquim Hatton (ONF), Jean-Michel Mériaux (DRAAF), Gilles Corriol (CBN Pyrénées et Midi-Pyrénées), Jean-Paul Torre (MEDDE), Jacques Trouvilliez (MNHN-SPN), Emmanuel Michau (ONF), Anthony Auffret (ONF), Véronique Bertin (ONF), Thierry Cornier (CBN Bailleul), François Dehondt (CBN Franche-Comté), Yannick Despert et Anne Douard (RNF), Yorick Ferrez (CBN Franche-Comté), Claire Bracht (MEEDDM), Jacques Gourc (ONF), Yves Le Jean (DREAL Franche-Comté), Jérôme Gagneur (ONF), Laurent Paulin (ONF), Nicolas Sigaud (ONF), Denis Gynouves (ONF), Marcel Barbero (CSRPN PACA), pour leur participation, leur aide et leur soutien lors de la réalisation de ce projet.

À Isabelle Witté (MNHN/SPN) pour son aide et sa patience lors de la réalisation des analyses statistiques, à Jean-Philippe Siblet, Mélanie Hubert, Sylvie Chevallier, Guilène Procida, Sébastien Languille, Sarah Figuet, Piotr Daskiewicz, Olivier Escuder, Mathieu Clair, Vincent Gaudillat et Katia Herard (MNHN/SPN), pour leur aide et leur soutien.

À l'équipe « Évaluation de l'état de conservation » du MNHN/SPN, dont Fanny Lepareur, Déborah Viry et Renaud Puissauve.

CHAPITRE 1 - L'évaluation de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire à l'échelle d'un site Natura 2000 : définitions et concepts

1. La directive européenne Habitats-Faune-Flore : un cadre pour l'évaluation de l'état de conservation ... 8
   1.1. À l'échelle biogéographique ... 8
   1.2. À l'échelle d'un site ... 8
2. L'évaluation de l'état de conservation d'un habitat à l'échelle d'un site : définition et concepts . 9
   2.1. Définition de l'état de conservation d'un habitat à l'échelle d'un site ... 9
   2.2. Définir l'état optimal souhaité comme objectif à long terme ... 10
   2.3. Définir l'état favorable choisi comme cible opérationnelle pour le gestionnaire ... 11
3. Définir l'état de conservation à l'échelle d'un site de manière pratique ... 12
   3.1. Décomposer la réflexion pour établir les états de conservation ... 12
   3.2. Une note dégressive à partir de 100 ... 13
   3.3. Trouver le compromis entre le coût et l'efficacité, et exigences de conception ... 14
   3.4. Choix des paramètres d'évaluation ... 15
4. Évaluer l'état de conservation d'un habitat : de la récolte de données à la note ... 16
   4.1. Échantillonnage ... 16
   4.2. Du relevé à la note ... 17
5. Place des espèces dans l'évaluation de l'état de conservation d'un habitat ... 18
6. Lien entre l'évaluation de l'état de conservation et la gestion d'un site ... 19
   6.1. Un outil d'aide à la gestion … ... 19
   6.2. … Et pas un outil d'évaluation de la gestion ... 21
   6.3. Un outil d'évaluation et pas un outil de suivi ... 21

CHAPITRE 2 – Les habitats forestiers, quelques éléments d'écologie forestière et applicabilité de la méthode

7. Les habitats forestiers d'intérêt communautaire ... 24
   7.1. Le concept d'habitat ... 24
   7.2. Les habitats forestiers d'intérêt communautaire ... 26
8. Quelques éléments d'écologie forestière ... 26
   8.1. La démarche de réflexion ... 26
   8.2. Architecture appliquée à l'écosystème forestier ... 28
      8.2.1. L'éco-unité, l'écomosaïque et l'écocomplexe, et lien avec le concept d'habitat ... 28
      8.2.2. La dynamique forestière (caractéristiques des éco-unités au cours du temps) ... 29
   8.3. Les cycles biogéochimiques ... 30
   8.4. Stress et perturbations ... 32
      8.4.1. Définition(s) ... 32
      8.4.2. Rôles des stress et perturbations ... 32
9. Choix des paramètres pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers ... 33
   9.1. Surface et fragmentation ... 33
   9.2. Cycle sylvigénétique, cycle de la matière et composition dendrologique ... 34
10. Applicabilité de la méthode par habitat ... 36
   10.1. Importance de la notion d'habitat dans les choix pour l'évaluation ... 36
   10.2. Habitats visés et non visés par la méthode ... 37
      10.2.1. Habitats exclus de la méthode ... 38
      10.2.2. Habitats déconseillés dans le cadre de l'utilisation de la méthode ... 38
      10.2.3. Cas des habitats alluviaux ... 38

10.2.4. Cas des habitats à tendance agropastorale ... 39
10.3. La forêt méditerranéenne ... 40
10.3.1. Conditions stationnelles ... 41
10.3.2. Passé et présent de la forêt méditerranéenne ... 41
10.3.3. Les perturbations et stress les plus fréquents en forêt méditerranéenne ... 42
10.3.4. Les tendances dynamiques actuelles des forêts méditerranéennes peu perturbées ... 46

CHAPITRE 3 – De la version 1 à la version 2 : construction de la méthode d'évaluation de l'état de conservation

11. Contexte de l'étude, rappel des objectifs et perspectives d'amélioration ... 48
11.1. Historique du projet d'élaboration d'une deuxième version ... 48
11.2. Perspectives d'amélioration de la méthode ... 49
11.3. La cohérence entre toutes les méthodes ... 49
12. La méthode pour évaluer l'état de conservation des habitats et le panel de concept et d'outil existant ... 49
12.1. L'état de conservation des habitats et l'évaluation du degré de naturalité ... 50
12.2. L'état de conservation des habitats et l'évaluation de la biodiversité potentielle ... 51
12.3. L'état de conservation des habitats et les services écosystémiques ... 52
12.4. L'état de conservation des habitats et l'ancienneté de l'état boisé ... 52
13. Sources d'informations pour la version 2 ... 53
13.1. Synthèse des retours d'expérience ... 54
13.2. Le projet de suivi temporel des habitats forestiers (STHF) et les données de l'inventaire forestiers national (IGN) ... 54
13.2.1. Dispositif ... 54
13.2.2. État des lieux sur les données ... 55
13.2.3. Analyses des données ... 56
13.3. Mission en forêt méditerranéenne ... 57
13.4. Les données PSDRF et mise en cohérence avec les travaux de RNF ... 57
14. Paramètres, critères et indicateurs retenus (et non retenus) : de la version 1 vers la version 2 ... 58
14.1. Surface couverte (dynamique spatiale) ... 59
14.1.1. Evolution de la surface couverte ... 59
14.1.2. Morcellement et fragmentation ... 59
14.2. Composition, structure, fonctions ... 59
14.2.1. Intégrité de la composition ... 59
14.2.2. Intégrité dendrologique ... 60
14.2.3. Fréquence d'apparition des espèces exotiques envahissantes ... 61
14.2.4. Cycle sylvigénétique ... 62
14.2.5. Très gros bois vivants ... 63
14.2.6. Dynamique de renouvellement ... 64
14.2.7. Cycle de la matière ... 64
14.3. Altérations ... 64
14.3.1. Atteintes localisées ... 64
14.3.2. Atteintes « diffuses » au niveau du site ... 65
15. Perspectives : changement d'échelle d'évaluation, de l'habitat à l'écocomplexe ... 65

Bibliographie ... 66
Annexes ... 71

Préambule

En 1992, la directive européenne 92/43/CEE dite Directive Habitats-Faune-Flore (Conseil de la CEE, 1992) (DHFF) a consacré le terme d'état de conservation dans le langage technique de la conservation de la nature. En réponse à la Convention internationale de Berne (Conseil de l'Europe, 1979), ce texte fixe le cadre de la politique de l'Union européenne (UE) relative à la conservation de la nature. Il donne pour objectif commun « d'assurer le maintien ou le rétablissement, dans un état de conservation favorable, des habitats naturels et des espèces de faune et de flore sauvages d'intérêt communautaire » (art. 2). Le réseau Natura 2000 est au centre de la politique de conservation de la nature de l'UE, il est le principal dispositif (art. 3) qui doit permettre à chaque État membre d'atteindre les objectifs établis par la DHFF « *tout en tenant compte des exigences économiques, sociales, culturelles et régionales* ». Il a pour objectif de concilier la préservation de la nature et les préoccupations socio-économiques, à travers la gestion concertée et contractuelle d'un ensemble de sites. L'état de conservation favorable n'est pas considéré comme une référence scientifique absolue mais comme une co-construction entre des principes écologiques et des exigences socio-économiques compatibles avec une préservation de la nature (Carnino et Touroult, 2010). La DHFF constitue une véritable révolution dans le domaine de la protection de la nature en admettant que les paysages dans lesquels nous vivons, que les assemblages d'espaces qui les caractérisent résultent de l'action conjointe de processus naturels et des conséquences des actions humaines qui ont modelé la nature actuelle (Bensettiti *et al.* (coord.), 2001) (Photo 1).

Dans le cadre de la transposition de la DHFF dans le code de l'environnement (Anonyme, 2008), le ministère en charge de l'écologie a confié au Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN) la mise en place de méthodes à l'intention des gestionnaires afin d'évaluer l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire dans les sites Natura 2000. Plusieurs méthodes ont déjà été élaborées, pour l'évaluation des habitats marins par la mise en place de descripteurs (Lepareur, 2011), des habitats dunaires non boisés de la façade atlantique (Goffé, 2011), des habitats humides et aquatiques (Viry, 2013), les lagunes atlantiques et méditerranéennes (Lepareur *et al.*, 2013), les habitats agropastoraux (Maciejewski *et al.,* 2015) et les mares temporaires méditerranéennes (Charles *et al.,* 2015).

La toute première méthode mise en place pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats a été élaborée en 2009 grâce à une collaboration entre l'Office national des forêts (ONF) et le Service du patrimoine naturel (SPN) du MNHN, elle concernait les habitats forestiers. Elle a jeté les bases de la réflexion pour les différentes méthodes qui ont suivi, mais après plusieurs années d'utilisation, et après avoir fait évoluer la réflexion grâce aux travaux sur d'autres types d'habitat, il est apparu important de la faire évoluer également à partir des retours d'expérience des utilisateurs, de la nouvelle littérature scientifique disponible, mais aussi de l'avis des experts et acteurs du monde forestier qui ont été réunis en groupe de travail.

Ce document se présente en deux tomes. Le premier porte sur les définitions et concepts que nous avons essayé de clarifier, car ils sont indispensables à l'élaboration d'une méthode. Le premier chapitre est suivi par une synthèse bibliographique sur l'écologie des forêts ainsi qu'une présentation de toutes les ressources (bibliographie, données, etc.) utilisées lors de l'élaboration de cette version 2. Ce dernier chapitre permet également de mettre en évidence la continuité et la cohérence entre les deux versions. Le deuxième tome est une présentation de la méthode pratique et des indicateurs qui la constituent, accompagnées d'explication sur les prérequis et les limites de cette méthode, ainsi que des conseils sur la communication et la valorisation de l'évaluation.

NB : toute l'équipe 'Etat de conservation' du MNHN-SPN s'est réunie pour écrire un article présentant notre interprétation du concept d'évaluation de l'état de conservation d'un habitat au niveau du site Natura 2000 (Maciejewski *et al.*, 2016). Il est repris plusieurs fois dans ce guide.

CHAPITRE 1 - L’évaluation de l’état de conservation des habitats d’intérêt communautaire à l’échelle d’un site Natura 2000 : définitions et concepts

1. La directive européenne Habitats-Faune-Flore : un cadre pour l'évaluation de l'état de conservation

1.1. À l'échelle biogéographique

L'article premier de la DHFF définit l'état de conservation d'un habitat naturel à l'échelle biogéographique comme « *l'effet de l'ensemble des influences agissant sur [lui] ainsi que sur les espèces typiques qu'il abrite, qui peuvent affecter à long terme sa répartition naturelle, sa structure et ses fonctions ainsi que la survie à long terme de ses espèces typiques* ». Chaque État membre doit assurer la surveillance de l'état de conservation de ces habitats (art. 11) pour établir un rapport périodique à la Commission européenne. Cela se traduit par l'évaluation de l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire à l'échelle nationale (par région biogéographique) (art. 17). Ces dispositions permettent également un suivi de l'atteinte des objectifs initiaux de la DHFF.

Photo 1 : Les paysages français résultent de l'action conjointe de processus naturels et des conséquences des actions humaines (Cévennes), © R. Puissauve

La définition de l'état de conservation donnée par la DHFF à l'échelle biogéographique est assez évasive. En revanche, de manière plus pragmatique, la DHFF précise qu'un état de conservation est considéré comme favorable « *lorsque l'aire de répartition naturelle ainsi que les superficies couvertes par l'habitat au sein de cette aire sont stables ou en extension, et la structure et les fonctions spécifiques nécessaires à son maintien à long terme existent et sont susceptibles de perdurer dans un avenir prévisible, et l'état de conservation des espèces qui lui sont typiques est favorable* ». Ceci explique que dans le cadre du rapportage de l'article 17, quatre paramètres sont pris en compte afin d'évaluer l'état de conservation par habitat et par région biogéographique : l'aire de répartition, la surface couverte, la structure et les fonctions, ainsi que les perspectives futures (Evans et Arvela, 2011).

1.2. À l'échelle d'un site

L'objectif du réseau Natura 2000 est de conserver les habitats et espèces d'intérêt communautaire (annexes I et II de la DHFF) par la mise en place de mesures de gestion. Il est le principal dispositif (art. 3) qui doit permettre à chaque État membre d'atteindre les objectifs établis par la DHFF. En France, 131 habitats sont concernés et 1 364 sites ont été désignés pour constituer le réseau Natura 2000 (dernier envoi à la Commission européenne en septembre 2015). Ils recouvrent environ 75 000 km² (1/3 en marin et 2/3 en terrestre) (Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN), 2003-2016 - inpn.mnhn.fr). Lors de la transposition de la DHFF dans le code de l'environnement [art. R414-11 (Anonyme, 2008)] est apparu l'intérêt d'inclure dans le document d'objectifs (DOCOB) de chaque site Natura 2000 un diagnostic de l'état de conservation des habitats naturels et des espèces qui ont justifié la désignation du site. Afin d'aider les acteurs dans la démarche d'évaluation de l'état de conservation à l'échelle d'un site, le ministère français en charge de l'écologie a confié au MNHN la mise en place de méthodes d'évaluation de l'état de conservation des habitats permettant une approche standardisée sur l'ensemble du territoire métropolitain. Ces méthodes visent à fournir aux gestionnaires un cadre factuel pour diagnostiquer scientifiquement l'état des composantes d'un site Natura 2000, connaître son évolution ainsi que fournir des éléments scientifiques pour alimenter les comités de pilotage. Les évaluations réalisées avec ces méthodes

permettent également de remplir les formulaires standards de données (FSD) comme proposé dans le guide méthodologique de remplissage des FSD des sites Natura 2000 (Rouveyrol *et al.,* 2015).

À l'obligation communautaire d'une évaluation à l'échelle biogéographique s'est donc ajoutée une demande nationale d'évaluer l'état de conservation au niveau du site, qui est l'échelle pertinente pour mettre en place des objectifs opérationnels pour la conservation des habitats (Cantarello et Newton, 2008). Il n'est pas possible à cette échelle d'appliquer directement les définitions et les méthodes proposées pour le niveau biogéographique.

L'évaluation de l'état de conservation dans les DOCOB requiert de bien définir :

- Objet d'évaluation : habitat générique (référentiel EUR 28 (European commission, 2013), et déclinaison française des Cahiers d'habitats [Bensettiti (coord.), 2001-2005]).
- Échelle d'évaluation : site Natura 2000 (Photo 2) (et domaine d'application : territoire français métropolitain).
- Contexte : Directive Habitats-Faune-Flore (Conseil de la CEE, 1992). Dans l'introduction du texte officiel, il est précisé que « *le but principal de la présente directive est de favoriser le maintien de la biodiversité, tout en tenant compte des* ***exigences économiques, sociales, culturelles et régionales****, elle contribue à l'objectif général d'un développement durable ; que le maintien de cette biodiversité peut, dans certains cas, requérir le maintien, voire l'encouragement, d'activités humaines »*.

2. L'évaluation de l'état de conservation d'un habitat à l'échelle d'un site : définition et concepts

2.1. Définition de l'état de conservation d'un habitat à l'échelle d'un site

La définition de la DHFF n'étant pas utilisable directement à un niveau local, nous avons cherché à donner une définition de l'état de conservation d'un habitat (et son évaluation) à l'échelle du site Natura 2000, en restant en cohérence avec la DHFF. Dans un article publié en début d'année 2016 (Maciejewski *et al.*, 2016), nous écrivons que Noss (1990) précise que le terme « écosystème » comprend la communauté biotique et les aspects abiotiques de l'environnement, ainsi que les flux qui circulent entre ces divers compartiments, tous interdépendants. On peut s'appuyer sur l'idée que l'habitat est donc un écosystème auquel on ajoute une dimension géographique précise (la dimension spatiale est déjà comprise dans la notion d'écosystème), avec des limites géolocalisables sur une carte, ses interactions et échanges dépassant parfois ces frontières. Pour des raisons de conservation (aspect juridique, d'évaluation, et de gestion), cet écosystème doit être défini spatialement et identifiable clairement sur le terrain. Cette nécessité met en évidence l'intérêt de positionner un habitat au sein d'une typologie, qui soit notamment accompagné d'une diagnose permettant de l'identifier. La définition du concept d'habitat est présentée au chapitre 2 (§7.1).

Photo 2 : Site Natura 2000 « Reculées de la Haute Seille » (39)
© L. Maciejewski

Les écosystèmes sont des systèmes complexes, auxquels on peut appliquer les théories générales des systèmes, notamment le concept d'émergence qui permet d'expliquer que des propriétés globales émergent d'un ensemble d'interactions, en plus des propriétés de ses éléments constitutifs (Von Bertalanffy, 1993) : le tout ne se réduit pas à la somme des parties. La modification ou la variation d'un des éléments du système peut affecter le système entier (Le Moigne, 1977). Ainsi, l'état de conservation d'un habitat est l'état de ses éléments, mais aussi des interactions entre ses éléments et avec leur environnement.

Évaluer l'état de conservation d'un habitat nécessite donc d'évaluer la structure, la composition et les fonctions, qui sont interdépendantes (Noss, 1990) (définitions dans le chapitre 1 de ce tome, §3.3). L'état de conservation devient favorable lorsque ces éléments concourent à un fonctionnement de l'habitat permettant sa pérennité dans le temps et sa stabilité ou son expansion dans l'espace (en cohérence avec l'article 1 de la DHFF), dans les limites du type d'habitat défini dans la typologie et à une échelle donnée.

Néanmoins, l'expression d'un même type d'habitat (au sens du manuel d'interprétation EUR 28) en termes de composition spécifique et de structure est variable selon les contextes climatiques, biogéographiques, géomorphologiques, édaphiques, historiques, etc. (Leslie *et al.,* 1996). Il n'est donc pas possible de définir la composition type en espèces de l'état favorable (ou défavorable) sur l'ensemble du territoire métropolitain. En revanche, les processus à l'œuvre (naturels ou anthropiques) et les fonctions qui interagissent sur la composition spécifique et la structure de l'habitat (Noss, 1990 ; Noss et Cooperrider, 1994) sont les mêmes quel que soit le contexte environnemental. À un niveau élevé ou intermédiaire de la classification des habitats (comme c'est le cas des habitats de la DHFF), ce sont donc les fonctions qui sont communes à tous les individus d'un même type d'habitat alors que la composition et la structure s'avèrent variables.
Cependant, il est souvent difficile d'évaluer de manière directe les fonctions. Certaines composantes de la structure et de la composition sont le reflet de ces fonctions (Franklin *et al.*, 2002) et peuvent alors servir d'indicateurs (par exemple la présence des coprophages dans les habitats agropastoraux est le témoin d'un enfouissement des excréments, donc du cycle de la matière). C'est pourquoi on essaiera d'évaluer les fonctions communes à un type d'habitat en déclinant des indicateurs sur la composition ou la structure. Ces indicateurs devront tenir compte du contexte régional (par exemple pour mettre en évidence le recyclage de la matière on pourra établir des listes de coprophages par zone biogéographique) ou en cherchant des aspects constants comme certaines espèces ou structures témoins de dégradation.

Nous schématisons l'état de conservation comme un gradient allant des états défavorables aux états favorables (Hill *et al.,* 2012 ; Borja *et al.,* 2012) (Fig. 1, étape 1).

2.2. Définir l'état optimal souhaité comme objectif à long terme

L'évaluation conduit à porter un jugement sur la valeur affectée à un objet, dans notre cas l'état de conservation d'un habitat. Or cet objet est de nature complexe. L'évaluation doit donc passer par sa simplification qui permet d'améliorer sa compréhension par un grand nombre d'acteurs (Le Moigne, 1999). Dans la démarche d'élaboration d'une méthode d'évaluation de l'état de conservation, il s'agit d'identifier les processus importants à prendre en compte et de définir des valeurs-seuils ou de « référence » telles qu'énoncées dans la DHFF, c'est-à-dire les valeurs à partir desquelles on considère que l'on passe d'un état de conservation à un autre. Ces valeurs peuvent correspondre à des seuils écologiques, dans le cas de relations non linéaires montrant des inflexions de l'état en fonction de pressions (Huggett, 2005). Quand de telles relations n'existent pas ou qu'elles n'ont pas été étudiées, elles peuvent prendre la forme de simples repères pour l'évaluation (relation linéaire simple comme par exemple la présence des plantes halophiles pérennes indiquant l'atterrissement des lagunes) (Maciejewski *et al.*, 2016).

Selon le type d'habitat (agropastoraux, dunaires, forestiers, etc.), le terme état de référence peut correspondre à un état « naturel », non perturbé par les activités humaines, mais il peut également signifier le meilleur état

atteignable dans une région donnée, où l'homme est considéré à part entière dans l'écosystème. Il s'agit d'un parti pris qui dépend de l'habitat et de la région considérée, les définitions pouvant être toutes appropriées (Stoddard *et al.,* 2006 ; Johnson *et al.*, 2013). Pour amener une cohérence dans les différentes méthodes proposées par le MNHN qui concernent un large panel d'habitat, et pour enlever toute ambiguïté dans l'utilisation de ce terme et en suivant les conseils de Stoddard et ses collaborateurs (2006), l'état de référence est appelé « état optimal souhaité » dans les guides proposés (Lepareur *et al.,* 2013 ; Maciejewski *et al.,* 2015 ; Viry, 2013) (Fig. 1, étape 2), c'est-à-dire l'état vers lequel on veut tendre à très long terme, ou celui dont on s'inspire pour comprendre le fonctionnement de l'habitat, ou encore un état pour lequel tous les indicateurs sont évalués comme favorables. Cet état optimal souhaité correspond au meilleur état en équilibre avec les pratiques humaines pour les habitats secondaires tels que les habitats agropastoraux, et à un état naturel ou peu perturbé pour les habitats « naturels » comme une majorité des forêts (qu'il soit potentiellement atteignable ou pas). Nous avons choisi le terme « état optimal souhaité » qui doit s'appliquer à l'ensemble des habitats d'intérêt communautaire, néanmoins selon le type d'habitat, il peut revêtir différents aspects. Cette terminologie concerne l'ensemble des habitats dans le cadre de la DHFF, elle présente l'avantage de reconnaître et assumer le fait que la conservation est un choix de société et non une valeur biologique qui s'impose (Blandin, 2011) (Maciejewski *et al.*, 2016).

2.3. Définir l'état favorable choisi comme cible opérationnelle pour le gestionnaire

L'état optimal souhaité est un objectif à long terme (quelques dizaines voire centaines d'années) que l'on se fixe, néanmoins il est nécessaire d'établir des cibles opérationnelles (qui seront inférieures à l'état de référence) correspondant à des objectifs à atteindre par le gestionnaire, souvent à une échelle humaine. Cette cible opérationnelle prend la forme d'un curseur et est appelée « état favorable choisi » (Fig. 1, étape 3) dans les guides proposés. Ce seuil est caractérisé par habitat et sur l'intégralité du territoire métropolitain, et il doit prendre en compte l'état actuel des habitats et la réalité du monde dans lequel on vit. C'est le seuil au-delà duquel l'habitat est considéré en état de conservation favorable (malgré certains indicateurs qui pourraient s'avérer défavorables), il est donc la cible minimale à atteindre (en première intention). D'un point de vue pratique, c'est la caractérisation de l'écart entre ce seuil ainsi défini et l'état observé qui constitue l'évaluation de l'état de conservation d'un habitat.

Encadré 1 : définition du vocabulaire choisi

État optimal souhaité *: l'état vers lequel on veut tendre à très long terme, il correspond à l'« état objectif » dans la version 1 de la méthode pour évaluer l'état de conservation des habitats forestiers (Carnino, 2009).*
État favorable choisi *: il s'agit du seuil à partir duquel on considère que l'état de conservation de l'habitat est favorable (malgré certains indicateurs qui pourraient s'avérer défavorables). Ce seuil correspond au terme « état de référence » dans la version 1 de la méthode pour évaluer l'état de conservation des habitats forestiers (Carnino, 2009).*

La terminologie « état optimal souhaité » et « état favorable choisi » (Encadré 1) soulignent qu'il s'agit de choix, qui vont être influencés par la culture de la structure dans laquelle s'opèrent l'évaluation ou la politique publique dans laquelle s'insère le programme. Ils ne sont pas absolus, **ils sont établis dans un contexte socio-économique et politique donné.** L'état de conservation favorable n'est pas une référence absolue ni un concept purement scientifique mais bien **une co-construction entre des principes écologiques et des exigences socioéconomiques compatibles avec une préservation de la nature** (Carnino et Touroult, 2010).

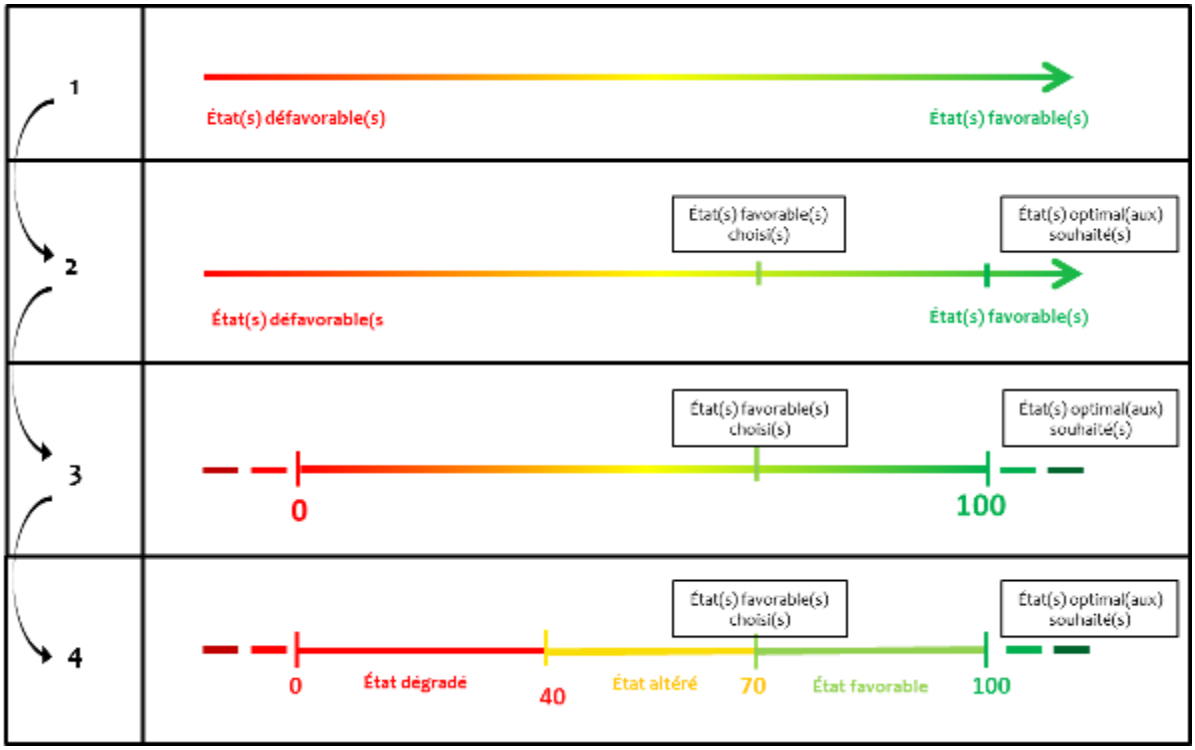


Figure 1 : L'état de conservation est représenté par un gradient allant des états défavorables aux états favorables, « l'état optimal souhaité » étant l'état vers lequel on veut tendre à long terme (en théorie ou en pratique), et « l'état favorable choisi » la cible opérationnelle du gestionnaire. Les méthodes que nous développons proposent une approche progressive de l'état de conservation par une note allant de 0 à 100, mais des bornes de notation permettent de faire le lien avec des catégories d'état de conservation pour permettre de valoriser et communiquer sur l'évaluation.

3. Définir l'état de conservation à l'échelle d'un site de manière pratique

3.1. Décomposer la réflexion pour établir les états de conservation

Évaluer l'état de conservation repose sur la détermination d'un état optimal souhaité, et d'un état favorable choisi. Les chercheurs insistent en général sur le caractère continu des phénomènes, ce qui explique en partie pourquoi peu de références scientifiques ont pu être recensées sur les seuils de l'état favorable, même si cela intéresse directement les gestionnaires. L'établissement de l'état de conservation favorable d'un habitat est complexe en théorie comme en pratique. Ceci tient aussi au nombre important de paramètres à prendre en compte pour traduire le fonctionnement d'un habitat (Cantarello et Newton, 2008).
Afin de pallier cette difficulté et pour être le plus exhaustif possible dans la description de ces états de conservation, nous avons fait le choix d'une décomposition de la réflexion. La première étape consiste à lister les différents processus à mettre en évidence pour évaluer l'état de conservation et en étudier la pertinence. La démarche s'oriente ensuite vers la définition d'un ensemble d'indicateurs et la caractérisation d'un état pour chacun d'entre eux grâce à la mise en place de valeurs-seuils, ce qui permet de créer plusieurs modalités. Cette décomposition (Tab. 1) amène à définir un état favorable pour chaque indicateur retenu. La synthèse des réponses de chaque indicateur permet de définir les différents états de conservation, des plus défavorables au plus favorables.

Enfin, la dernière étape consiste à attribuer une note à chaque modalité de chaque indicateur. Elles permettront ensemble de calculer une note allant de 0 à 100 qui représente l'état de conservation de l'habitat étudié sur le gradient. Le tableau 1 et la figure 1 illustrent la décomposition choisie : cette approche est progressive, elle permet de positionner l'habitat de manière précise. Les résultats continus sur le gradient permettent de valoriser les efforts de gestion réalisés entre deux périodes d'évaluation. Néanmoins, notamment pour des questions de communication, nous avons créé des bornes de notations qui constituent des catégories d'état de conservation (Fig. 1, étape 4).

Tableau 1 : Exemple de construction des indicateurs de l'état de conservation pour les forêts

Question	Exemple de réponse
Quels sont les processus écologiques à mettre en évidence ?	Le cycle de la matière
Quels critères pour mettre en évidence ces processus ?	Bois mort (quantité, décomposition, type, etc.)
Quels indicateurs pour mesurer ces critères (et vérification de l'information portée par l'indicateur) ?	Nb bois mort de grande taille / ha, OU vol bois mort/ vol bois vivant, etc.
Quel est l'état favorable pour ces indicateurs ? → valeur(s)-seuil(s) ?	Peu bois mort — Beaucoup bois mort Défavorable — valeur-seuil ? — Favorable

3.2. Une note dégressive à partir de 100

Lors de l'élaboration de la version 1, plusieurs approches pour l'analyse des données avaient été étudiées, le système avec notation est la méthode qui a été retenue (Tab. 2).

Tableau 2 : Avantages et inconvénients des diverses méthodes d'interprétations envisagées (Carnino, 2009)

Méthode d'interprétation	Avantages	Inconvénients
Adaptation de la méthode « communautaire »	Simple et facile à comprendre, permet d'alerter facilement	Les variations d'un état de conservation à l'autre ne sont pas assez graduelles, ce n'est pas représentatif de la diversité du site
Clé dichotomique	Faciles à comprendre. Un peu plus progressive que la méthode ci-dessus.	Elle classe l'habitat dans des grandes catégories d'état de conservation sans donner plus de précisions
Notation	Plus progressive que les deux autres approches : la note permet de situer de manière plus fine qu'au sein d'une « catégorie » d'état de conservation. L'évaluation est donc plus précise, ce qui permet de mieux mesurer les efforts à fournir pour agir en faveur du bon état de conservation et cela valorisera d'autant mieux les efforts de gestion effectués entre les évaluations.	Un peu plus compliquée à appréhender que les deux autres approches mais une fois la démarche assimilée, l'application ne pose pas de problème. Les « valeurs-seuils » pour attribuer les notes sont parfois difficiles à fixer

Dans le système avec notation il y a deux possibilités, soit une note progressive partant de 0, soit une note dégressive partant d'un seuil (ici, la note de 100). L'approche progressive se base sur une note par défaut d'état de conservation défavorable, alors que l'approche dégressive a une note par défaut d'état de conservation favorable, c'est pourquoi nous avons choisi la note dégressive.

Certains utilisateurs forestiers nous ont fait remonter que ce système donne l'impression que ce sont les pratiques de gestion qui font diminuer la note. Or le principe est le même pour tous les types d'habitats (forestiers ou non), notamment les habitats semi-naturels comme les habitats agropastoraux, dont pour une majorité l'existence est inféodée aux pratiques anthropiques, comme par exemple les prairies de fauche. Dans ce cas, bien souvent une absence d'activité fera diminuer la note d'état de conservation. Pour les habitats naturels le principe est le même,

la gestion est partie prenante dans l'état de conservation (cf. tome 1, chap. 1, §5), elle participe à son amélioration, comme elle peut participer à sa dégradation.

3.3. Trouver le compromis entre le coût et l'efficacité, et exigences de conception

Un expert est sollicité « pour ses compétences scientifiques ou techniques, mais aussi sur la base de son expérience, de sa familiarité avec le sujet pour lequel on le consulte » (Glatron, 1997). L'opinion qu'il exprimera intègre donc tous ses paramètres, en particulier l'expérience, et avec plus de subtilité qu'il n'est possible avec une méthode. Néanmoins, sans protocoles précis et récoltes de données, il ne sera pas possible de comparer deux opinions exprimées (dans l'espace ou dans le temps), quelle que soit la qualité ou la pertinence de l'avis. Ici apparait l'avantage d'utiliser une méthode standardisée pour pouvoir comparer deux évaluations. Toutefois, toutes les méthodologies ne permettent pas de réaliser une comparaison. Même si toute récolte de données génère un biais observateur, il est nécessaire de le limiter au maximum quand on veut pouvoir comparer de manière fiable les données. Mais diminuer le biais observateur a un coût qui peut s'avérer élevé (en temps, compétences ou moyens financiers), qui s'ajoute à tous les autres coûts (nombre de paramètres à relever, etc.). Il existe une relation que l'on peut schématiser de manière linéaire entre les moyens que l'on peut assigner et la précision de l'évaluation que l'on va pouvoir obtenir (Fig. 2), il est donc impératif de bien connaitre au moins l'une des deux composantes, pour pouvoir connaitre l'autre.

Les méthodes d'évaluation de l'état de conservation proposées sont destinées aux gestionnaires de sites Natura 2000 (ou autres gestionnaires d'espaces naturels) qui possèdent des moyens et un temps limités, et des compétences naturalistes et forestières variées. C'est pourquoi nous avons décidé de proposer des alternatives dans les grilles d'analyse (cf. tome 2).

La recherche de compromis entre le coût et l'efficacité des indicateurs proposés est essentielle. Ainsi, un soin tout particulier a été apporté à la prise en compte des moyens nécessaires (humains, temps disponible, moyens financiers et compétences des opérateurs), à la vérification que l'information portée par chaque indicateur n'est pas redondante avec un autre, et aux tests de leur pertinence et leur robustesse.

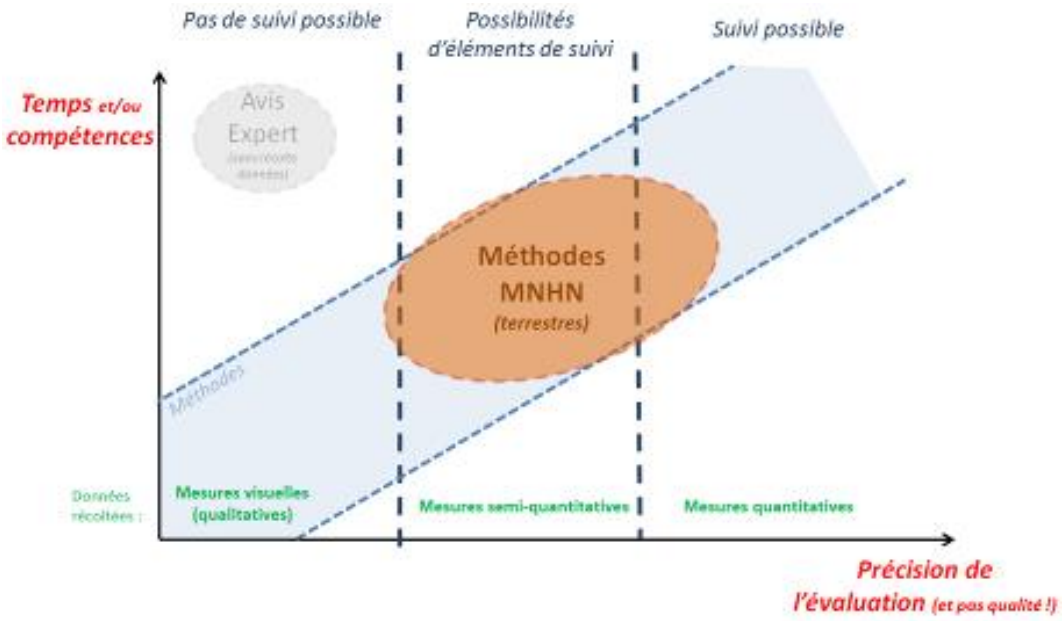


Figure 2 : Graphique schématique du compromis coût/efficacité lors du choix d'une méthode

Les exigences de conception peuvent se résumer ainsi :

- Limiter les compétences et le temps nécessaires à la mise en place (pour répondre à un public d'opérateurs avec des moyens limités), l'outil doit être accessible au plus grand nombre :
    - Pas de relevés complets d'espèces (on limite les compétences naturalistes requises)
    - Pas de relevés de données forestières spécialistes à récolter (pour le cas général, mais on propose l'utilisation de données de surface terrière pour les forestiers avertis)
    - Limitation du nombre d'indicateurs, et les indicateurs deviennent optionnels quand ils sont trop complexes (indicateurs de fragmentation, ou relevés d'espèces saproxyliques exigeantes)
- Fournir un outil d'aide à la compréhension des habitats (ce qui améliore le lien entre évaluation de l'état de conservation et mesures de gestion) :
    - Les informations portées par les critères et indicateurs sont expliqués
    - Les valeurs-seuils et les modalités sont justifiées
- L'évaluation doit être faite habitat par habitat, et la méthode proposée doit être valable sur tout le territoire métropolitain, et permettre la comparaison dans l'espace et le temps des évaluations (pour standardiser les évaluations mais aussi pour partager les expériences) :
    - Les indicateurs doivent parfois être déclinés par habitat, selon les conditions stationnelles
    - Les avantages et les limites de la typologie d'habitat utilisée sont à prendre en compte (cf. tome 1, chap. 2, §7)
    - L'évaluation est un constat au temps présent (car l'accès à l'historique de gestion n'est pas le même partout)

3.4. Choix des paramètres d'évaluation

Dans le cadre de l'évaluation périodique nationale des habitats par zone biogéographique (article 17 de la DHFF), l'évaluation de l'état de conservation de chaque habitat repose sur quatre paramètres : l'aire de répartition naturelle, la surface couverte par l'habitat, la « structure et fonction » spécifique de l'habitat (dont les espèces typiques), et les perspectives futures. Ces paramètres servent de base à la définition des paramètres retenus dans l'évaluation au niveau des sites Natura 2000.

(i) Le changement d'échelle a exclu *de facto* le paramètre « **aire de répartition** » qui n'est plus pertinent pour l'évaluation à l'échelle du site.

(ii) Le paramètre « **surface »** a été conservé dans les méthodes. Dans la première version (Carnino, 2009), ce paramètre était uniquement optionnel, notamment car la surface forestière est protégée en France dans le code forestier, et car elle est en augmentation depuis le début du XIXème siècle (IFN, 2014). Mais les résultats du rapportage de l'article 17 de la DHFF en 2013 ont montré que les surfaces de certains habitat d'intérêt communautaire étaient en nette régression en France (Bensettiti et Puissauve, 2015). De plus c'est un paramètre très important pour l'évaluation à l'échelle du site d'autres habitats (comme les milieux agropastoraux par exemple), c'est pourquoi, notamment en cohérence avec les autres méthodes déjà produites, ce paramètre est conservé. Afin de prendre en compte également des aspects de connectivité et de fragmentation entre milieux (cf. tome 1, chap. 2, §9), ce paramètre devient « **dynamique spatiale** ».

(iii) Le paramètre « **structure et fonction** » a été conservé, devenant « **composition, structure et fonctions** » en cohérence avec la définition donnée plus haut (cf. tome 1, chap. 1, § 2.1). La composition d'un habitat concerne son identité et la diversité des éléments dont il est constitué (Franklin *et al.*, 2002), incluant par exemple les listes d'espèces (Noss, 1990). La structure d'un habitat concerne l'organisation physique, la disposition des éléments dans ce système (Noss, 1990). La structure et la composition d'un habitat constituent ses caractéristiques biotiques, son environnement (sol, géomorphologie, macro et microclimat, etc.) constitue ses caractéristiques

abiotiques. De leurs relations dépend la réalisation des fonctions écologiques (Franklin *et al.*, 2002), c'est-à-dire toutes les actions et processus biologiques qui ont lieu sans intervention humaine dans l'écosystème et qui résultent de l'interaction entre tous ces compartiments : échanges, flux de matière, d'énergie, etc. (Maltby *et al.*, 1996 ; Costanza *et al.*, 1997) (e.g. la décomposition du bois mort). Un équilibre dynamique peut s'installer entre les différentes composantes, car la composition, la structure et les aspects fonctionnels de l'écosystème sont interdépendants (Noss, 1990). Ce sont les fonctions qui sont communes à tous les individus d'un même type d'habitat (cf. tome 1, chap. 1, §2.1), avec une composition et une structure qui peuvent être variables. Néanmoins, on ne peut évaluer facilement et de manière directe les fonctions, c'est pourquoi on les évalue via la structure et la composition (Franklin *et al.*, 2002), en adaptant au contexte régionale. En revanche, la notion d'espèces typiques énoncée dans la DHFF a été écartée à cette échelle d'évaluation, faute de définition satisfaisante du mot « typique ». Néanmoins, des groupes d'espèces peuvent être retenus dans les méthodes proposées, mais pour leur caractère indicateur et explicite d'un aspect du fonctionnement de l'habitat, mis en évidence grâce à leurs traits fonctionnels. Ce paramètre est le cœur des méthodes d'évaluation à l'échelle d'un site.

(iv) Enfin, le paramètre « **perspectives futures** » a été ici remplacé par « altérations », car nous considérons que l'évaluation de l'état de conservation au niveau des sites Natura 2000 porte sur la situation présente. Les perspectives futures, et donc le devenir de l'habitat, sont liées à l'évolution des pressions et aux objectifs de conservation (et choix de gestion qui en résulte) mis en place par le gestionnaire. Ce dernier paramètre permet d'apprécier tout ce qui n'a pas pu être pris en compte par les paramètres précédents.

4. Évaluer l'état de conservation d'un habitat : de la récolte de données à la note

L'évaluation de l'état de conservation repose sur trois grands paramètres : les évolutions de sa surface (et de sa fragmentation) au sein du site, la composition, la structure et les fonctions de l'habitat, et les altérations qu'il subit. Ces paramètres sont-eux-mêmes composés de critères auxquels sont associés un ou plusieurs indicateurs (ou descripteurs) (Fig. 3).

PARAMÈTRE	CRITÈRE	INDICATEUR
Composition, structure, fonctions	Cycle de la matière (bois mort)	Nb de bois mort > 30cm / ha

Figure 3 : exemple d'un indicateur mettant en évidence un critère qui est une composante d'un paramètre

Par critère on entend une composante de l'habitat qui permet la mise en place d'indicateurs de fonctionnement.

4.1. Échantillonnage

Dans un site de très petite taille, ou pour un habitat très localisé, marginal ou faiblement représenté, s'il est possible d'inventorier l'intégralité des surfaces couvertes par l'habitat, on conseille un inventaire en plein. Il consiste à inventorier l'intégralité de la surface. Il donne des résultats au niveau de la parcelle, ou de la zone à évaluer si celle-ci contient plusieurs parcelles.

S'il n'est pas possible de récolter des données sur tous les polygones d'habitat (trop de surface, ou peu de moyens), on doit réaliser un échantillonnage. On mettra donc en place un inventaire statistique, il a pour but de limiter la prise de relevés à un échantillon de placettes. Il donne des résultats issus de l'interprétation statistique au niveau de l'ensemble de la forêt ou de la zone à évaluer. Deux types d'échantillonnage peuvent être utilisés : l'échantillonnage aléatoire pour lequel la localisation des placettes se fait totalement au hasard, ou l'échantillonnage systématique dont les points de sondage sont répartis de manière uniforme (ce qui est parfois plus facile à mettre en place et moins coûteux que l'échantillonnage aléatoire). L'échantillon peut également être

scindé en différentes strates dans lesquelles on désire une plus grande précision pour certaines variables. On parle alors d'échantillonnage stratifié (si différents habitats sont évalués en même temps, on mettra en place un échantillonnage stratifié, une strate par habitat).

La notion d'échantillonnage est liée à celle de stratégie, qui doit assurer le meilleur compromis entre (Giraudoux, 2004) :

- l'**objectif** de l'étude (question/hypothèse posée correctement au préalable),
- les **contraintes naturelles** (hétérogénéité spatiale, etc.),
- les **contraintes techniques** (temps disponible, fiabilité des mesures, etc.) et financières,
- les **contraintes mathématiques** (qualité des données et des instruments mathématiques pour l'analyse statistique, etc.).

Le compromis trouvé, écrit sous forme de mode opératoire, porte le nom de plan d'échantillonnage.

Une abondante littérature existe à ce sujet qui pourra éclairer les choix des opérateurs quant à la meilleure stratégie à adopter (Encadré 2).

Encadré 2 : quelques pistes bibliographiques concernant l'échantillonnage

Quelques pistes bibliographiques :

- Besnard A. et J.M. Salles, 2010. *Suivi scientifique d'espèces animales. Aspects méthodologiques essentiels pour l'élaboration de protocoles de suivis.* Note méthodologique à l'usage des gestionnaires de sites Natura 2000. Rapport DREAL PACA, pôle Natura 2000. 62 pp.
- Quéré E., 2005. *Guide méthodologique pour la mise en place de suivis de la végétation dans les sites NATURA 2000.* Conservatoire Botanique National de Brest. 95pp.
- Giraudoux, 2004. *Outils méthodologiques, Principes de l'échantillonnage*. 7 pp. (téléchargeable : http://guillaume.canar.free.fr/echantillonnage.pdf)
- Fiers V. *et coll.,* 2003. *Études scientifiques en espaces naturels. Cadre méthodologique pour le recueil et le traitement de données naturalistes.* Cahier technique de l'ATEN n°72. : Réserves Naturelles de France, Montpellier : 96 pp.
- Scherrer B., 1984. *Biostatistique.* Gaëtan Morin Editeur, Boucherville. 850 pp.
- Frontier S., 1983. *Stratégies d'échantillonnage en écologie*. Masson, Paris. 494 pp.

4.2. Du relevé à la note

Que l'on ait choisi un inventaire en plein, ou un inventaire statistique, on recueille sur le terrain les données à relever par indicateur. On réalise ensuite une moyenne de la donnée par indicateur ramenée à l'hectare. Puis cette moyenne est comparée aux valeurs-seuils que nous avons mises en place. Selon la modalité dans laquelle on se trouve, une note est associée (Fig. 4).

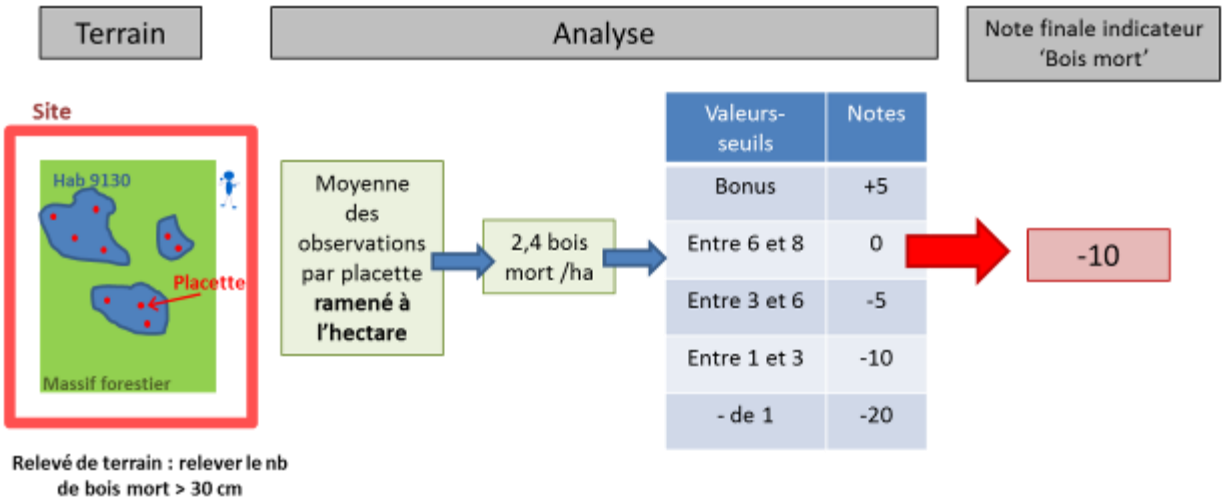


Figure 4 : Du relevé à la note par indicateur

Ensuite on effectue la somme des notes par indicateurs, que l'on retranche à la note de 100 (Fig. 5).

Indicateurs	Valeurs-seuils (ou modalités)	Note
A	0 < A < 3	0
	3 < A < 6	-5
	6 < A < 9	-10
B	100 % > B > 80 %	0
	80 % > B > 20 %	-10
	20 % > B > 0 %	-20
C	C > 10	0
	C < 10	-15
	Note finale	100 - 0 -20 -15 = 65

Figure 5 : Somme des notes par indicateurs, puis on retranche cette somme à la note de 100

5. Place des espèces dans l'évaluation de l'état de conservation d'un habitat

Nous discutons ici de la place des espèces dans l'évaluation de l'état de conservation de tous types d'habitats. L'identification d'un habitat sur le terrain, notamment grâce à un cortège d'espèces qui participe activement à sa détermination (Chytrý *et al.*, 2002a), est un préalable indispensable à son évaluation. Il existe différentes définitions et méthodes pour mettre en évidence ces espèces, on peut citer les espèces diagnostiques de Chytrý et ses collaborateurs (2002b), les espèces fidèles de Bruelheide (2000), les espèces indicatrices (Dufrêne et Legendre, 1997 ; Bensettiti (coord.), 2001-2005) ou encore les espèces caractéristiques telles que définies en phytosociologie (Royer, 2009). Toutes ces méthodes ont en commun de mettre en évidence des espèces qui sont statistiquement plus présentes (fréquentes et/ou abondantes) dans un groupe que dans les autres. Pour autant, aucun résultat issu de ces méthodes ne nous éclaire directement sur la participation de ces espèces au fonctionnement de l'habitat. C'est pourquoi nous n'utilisons pas ces méthodes pour identifier les espèces participant à l'évaluation (bien sûr sans les exclure de facto, certaines espèces peuvent se révéler utile à l'évaluation, et aussi faire partie des listes citées précédemment). De même, la DHFF préconise d'utiliser les espèces typiques afin de pouvoir évaluer l'état de conservation de l'habitat. Néanmoins, aucune définition de ces espèces typiques n'est proposée. Après plusieurs essais peu concluants de définition et de mise en place de listes d'espèces typiques (Maciejewski, 2010), le principal frein à l'utilisation de ces listes se révèle être la confusion avec les espèces permettant de déterminer

l'habitat, et les difficultés rencontrées à interpréter la présence ou l'absence de ces espèces en matière de fonctionnement. Nous avons donc décidé de privilégier des listes d'espèces « indicatrices de », au sens d'indicatrices d'un aspect précis du fonctionnement afin de lever l'ambiguïté sur leur utilisation et d'améliorer la compréhension de l'indicateur pour notamment favoriser sa mise en place au niveau local. Les traits fonctionnels des espèces sont étudiés afin de mettre en place ces listes et de créer des groupes fonctionnels, c'est-à-dire des ensembles d'espèces qui ont des rapports similaires avec un processus spécifique de l'écosystème, ou des réponses similaires à des conditions environnementales (Hooper *et al.,* 2005). De la même manière, nous ne prenons pas spécifiquement en compte les espèces patrimoniales dans l'évaluation. Cette catégorie d'espèces n'a pas de définition partagée (Delavigne, 2001). Les concepts véhiculés en général par cette notion de patrimonialité relèvent de l'ordre de la rareté ou de la menace, de l'attachement culturel ou régional, ou encore d'une protection règlementaire. La patrimonialité d'une espèce n'apporte pas d'informations sur son rôle dans le fonctionnement de l'habitat. Par contre ces espèces peuvent permettre d'identifier une responsabilité, ou des enjeux particuliers de conservation (Maciejewski *et al.*, 2016).

Enfin, nous avons également écarté la simple mesure de richesse spécifique et les différents indices associés (Shannon, Simpson, etc.) comme indicateur d'état de conservation. En effet, cette mesure synthétique ne prend pas en compte l'identité des espèces, notamment le fait qu'elles fassent ou non partie du cortège de l'habitat ou le rôle fonctionnel qu'elles assurent. Il a par exemple été prouvé que dans certains écosystèmes la perte de la richesse spécifique pouvait atteindre 75 % sans pour autant que la diversité des groupes fonctionnels soit amoindrie dans l'écosystème, grâce à la redondance fonctionnelle des espèces (Fonseca & Ganade, 2001 ; Cadotte *et al.,* 2011). De plus la relation précise entre la diversité spécifique et la diversité fonctionnelle n'est pour l'instant pas connue pour une majorité d'écosystèmes naturels (Naeem, 2002). En soi, la diversité des espèces est un enjeu de conservation différent de l'état de conservation d'un habitat. Par contre, des mesures de diversité fonctionnelle ou de diversité spécifique dans certains compartiments précis restent des approches envisageables pour l'évaluation dans certains cas (Helm *et al.,* 2015) (Maciejewski *et al.*, 2016).

6. Lien entre l'évaluation de l'état de conservation et la gestion d'un site

6.1. Un outil d'aide à la gestion …

La mise en place de typologies des habitats dans les programmes de conservation de la nature est essentielle. Cela permet d'inventorier ce qui est présent dans un périmètre de gestion, pour les habitats l'outil d'inventaire privilégié est la cartographie. Après l'identification, il est nécessaire de collecter les informations relatives à ces habitats qui fourniront les premiers éléments permettant d'orienter les mesures à prendre pour atteindre les objectifs fixés. Il s'agit de l'étape de diagnostic. Les informations recueillies peuvent être de tout ordre, écologique, économique, social, ou encore culturel. Il est également possible de les distinguer selon qu'elles portent un regard sur le passé (historique de gestion, photographies aériennes anciennes, occupation passée du sol), un constat sur le présent (état de conservation de l'habitat, inventaire des populations, utilisation présente de l'espace par les différents acteurs), ou des projections sur l'avenir (hiérarchisation des enjeux, projet d'aménagement) (Maciejewski *et al.*, 2016).

Afin d'améliorer la faisabilité et la lisibilité d'une évaluation de l'état de conservation d'un habitat, les méthodes proposent de réaliser un constat au temps présent. Le regard sur le passé comme par exemple l'établissement d'un historique de gestion permet de comprendre et d'expliquer le constat présent, et de mieux se projeter dans le futur. Mais l'archivage et l'accès aux informations ne sont pas les mêmes partout, et Dutoit (1996) a mis en évidence que l'impact des différents régimes de gestion ne peut être généralisé d'un site à l'autre. C'est pourquoi nous concevons l'évaluation de l'état de conservation comme un diagnostic sans évaluer le passé, et sans présager du futur. Il est ainsi beaucoup plus aisée de comparer les évaluations entre elles afin d'améliorer le partage des expériences. De l'étape de diagnostic découlera la mise en place des objectifs de gestion au sein d'un site. Cette étape est donc cruciale (Maciejewski *et al.*, 2016).

Les méthodes d'évaluation de l'état de conservation proposées constituent des outils à l'intention des gestionnaires, et non pas des méthodes à objectif unique. Le principal intérêt de ce travail est **la mise à disposition d'informations** permettant d'éclairer le gestionnaire sur l'écologie des habitats qui composent son site, et de lui proposer des indicateurs afin de le renseigner sur les facteurs les plus importants à prendre en compte dans l'état de conservation de ces milieux.

Il est important de noter que les résultats d'**une évaluation de l'état de conservation doivent être commentés** par le gestionnaire. En effet ils ne peuvent être utilisés seuls, et doivent être accompagnés de remarques ainsi qu'être replacés dans le contexte du site et **être analysés au regard des objectifs de conservation du gestionnaire**. Ce dernier point est particulièrement important car les choix de conservation peuvent parfois s'opposer. Par exemple la gestion en faveur Grand Tétras peut entrainer des choix sylvicoles qui sont différents de ceux qui seraient faits en faveur de la conservation d'un habitat naturel.

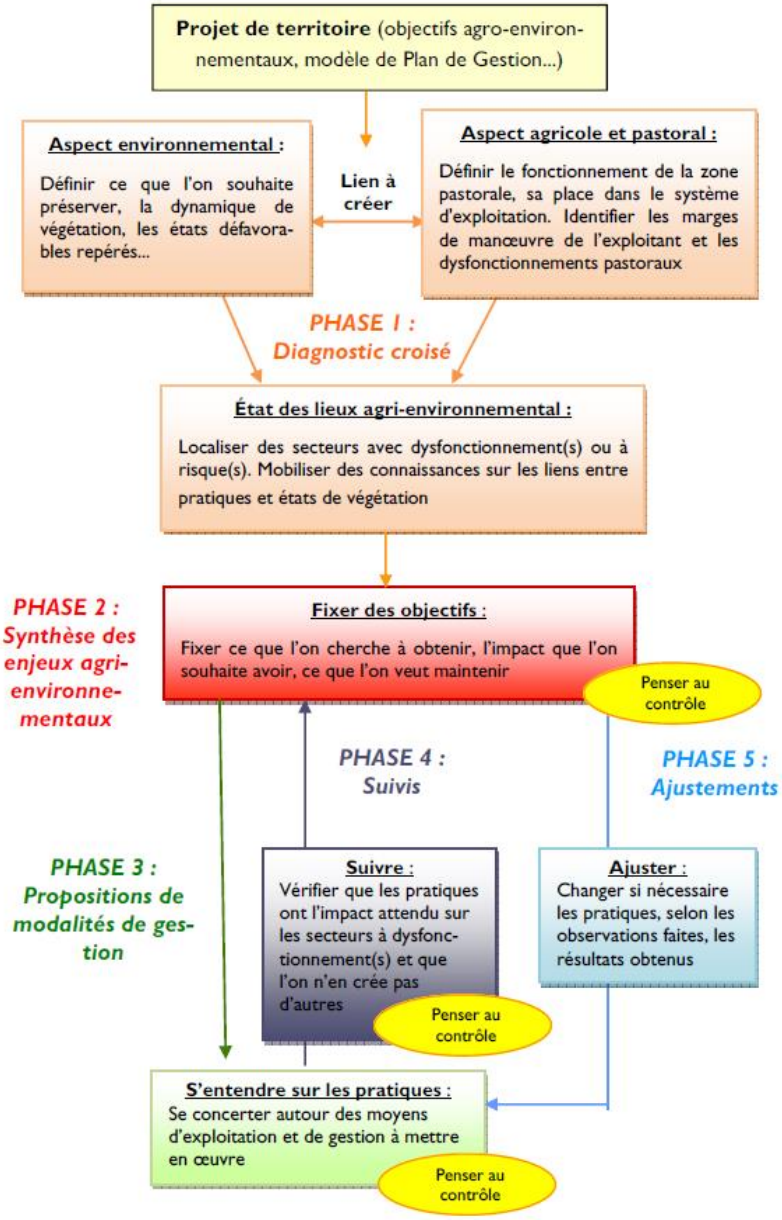


Figure 6 : Schéma de la démarche pour l'élaboration d'un plan de gestion pastorale individuel (Agreil *et al.*, 2009)

Lorsqu'on élabore un document d'objectif, et plus largement lorsque l'on souhaite mettre en place des actions de gestion, il est important de mettre en lien les enjeux environnementaux avec les enjeux économiques et sociaux d'un territoire, afin que les objectifs environnementaux soient acceptés et acceptables par les acteurs locaux, et que les actions de gestions soient viables dans le temps. Évaluer l'état de conservation d'un habitat peut permettre d'établir le diagnostic environnemental qui sera ensuite à confronter au diagnostic sylvicole afin de pouvoir construire un diagnostic croisé pour en déduire les modalités de gestion les plus adaptées aux enjeux. On peut faire un parallèle avec la démarche d'élaboration d'un plan de gestion pastorale individuel (Phase 1, Fig. 6). Ici, la méthode que nous proposons participerait à l'établissement de l'aspect environnemental.

C'est une démarche similaire qui doit être menée pour la mise en place d'un document de gestion d'un espace forestier. Dans le cas des forêts publiques, l'aménagement forestier est un document de gestion durable, qui permet de concilier les enjeux des différents usagers de la forêt et d'encadrer l'ensemble des opérations à venir. L'article R 133-2 du Code forestier prévoit que les aménagements des forêts publiques doivent comprendre :

- des analyses préalables portant sur le milieu naturel, le patrimoine culturel et des besoins, en matière économique, sociale et environnementale, des utilisateurs et des titulaires de droits réels ou personnels ;
- une partie technique qui rassemble des renseignements généraux sur la forêt, une évaluation de la gestion passée, la présentation des objectifs de gestion durable ainsi que les moyens à mettre en œuvre pour les atteindre, la programmation des coupes et des travaux sylvicoles ;
- une partie économique qui comprend notamment le bilan financier prévisionnel des programmes d'action envisagés.

6.2. … Et pas un outil d'évaluation de la gestion

L'état d'un habitat est lié à des conditions abiotiques (édaphiques et climatiques), au contexte régional et local, à l'écocomplexe dans lequel il s'insère mais aussi à la ou les gestions passées et présentes pratiquées sur le site. De plus, comme expliqué plus haut Dutoit (1996) a mis en évidence que l'impact des différents régimes de gestion ne peut être généralisé d'un site à l'autre **L'état de conservation n'est donc pas UNIQUEMENT la résultante de la gestion pratiquée aujourd'hui. Son évaluation ne peut donc pas constituer un outil d'évaluation de la gestion**.

Néanmoins, une évaluation de l'état de conservation d'un habitat réalisée avant de mettre en place les actions de gestion peut permettre de savoir sur quel compartiment les efforts de gestion doivent se concentrer. En effet, cette évaluation peut permettre de savoir quels sont les indicateurs dont l'évaluation est la plus mauvaise. Ainsi, grâce aux informations apportées par chaque indicateur, il est possible de voir dans quelle direction les efforts doivent être menés.

6.3. Un outil d'évaluation et pas un outil de suivi

Les méthodes d'évaluation proposées permettent de réaliser **un constat à un instant donné sur l'état de conservation** d'un habitat. Nous avons volontairement écarté de l'évaluation les appréciations quant à l'avenir de l'habitat. Par exemple les perspectives ou l'irréversibilité d'une dégradation ne sont pas prises en compte. Nous avons considéré que **ces éléments relèvent de la gestion et non de l'évaluation de l'état de conservation**.

De plus, il est important de remarquer que ces méthodes ne sont pas conçues pour réaliser un suivi. Par contre elles peuvent permettre une évaluation à partir de données de suivi brutes. En effet, nous avons recherché un compromis entre coût (moyens et compétences) et efficacité, ce qui a notamment induit que les données récoltées pour répondre à l'évaluation peuvent être synthétiques (même s'il est toujours possible de récolter une donnée brute). De plus la sensibilité de la méthode est assez faible. En effet, ceci est dû à l'objet d'évaluation choisi qui est l'habitat générique, dans lequel la variabilité écologique peut être grande, mais aussi aux contraintes pragmatiques que nous nous sommes données.

Néanmoins il est possible de mettre en place un suivi de l'état de conservation en s'inspirant de la méthode. Pour cela, il convient de réaliser des récoltes de données brutes, et les plus précises possibles ; récolter uniquement les informations permettant de remplir les grilles d'analyse pourrait s'avérer insuffisant. Par contre à l'aide des données brutes, il est toujours possible après plusieurs années de suivi d'utiliser les grilles d'analyse pour obtenir une évaluation ; les grilles et les méthodes d'analyses pouvant évoluer au cours du temps en fonction de l'amélioration des connaissances.
Réévaluer l'état de conservation peut permettre de vérifier l'adéquation entre l'effet attendu sur l'état de conservation et les impacts réels des pratiques (Phases 4 et 5, Fig. 6), afin de poursuivre ou de réorienter les actions de gestion.

Deux autres points importants sont à souligner : lors de la mise en place d'un suivi, les questions de la sensibilité et de la périodicité sont primordiales. C'est-à-dire : êtes-vous capables de voir un changement sur l'objet dans le pas de temps considéré ? Par exemple, sur un pas de temps de cinq ans, si le choix de gestion est la non-intervention, il sera difficile d'observer un changement de l'état de conservation d'un habitat forestier de montagne, car la dynamique de ces milieux est lente. Par contre si l'objet est une forêt alluviale (Photo 3), le pas de temps de cinq ans peut permettre d'observer des changements. La dynamique écologique intrinsèque de l'habitat doit impérativement être prise en compte. Il est également important de noter que parfois une dégradation peut être très rapide (exemple : amendement) alors qu'une amélioration peut s'avérer très lente.

Enfin, lors d'un suivi, il est toujours intéressant de suivre l'objet sur lequel des actions sont menées, mais il est toujours particulièrement intéressant de suivre en même temps le même objet sans l'impact des actions (objet témoin), afin de pouvoir réellement apprécier les effets des efforts de gestion.

Photo 3 : Saint-Chély-du-Tarn, ©A. Lagrave

CHAPITRE 2 – Les habitats forestiers, quelques éléments d'écologie forestière et applicabilité de la méthode

Après avoir établi les définitions et les concepts nécessaires à la conception et à la réalisation d'une méthode d'évaluation de l'état de conservation des habitats (cf. tome 1, chap. 1), il est nécessaire de se pencher désormais sur les aspects écologiques fondamentaux qui vont nourrir la réflexion sur l'état de conservation des habitats forestiers.

La première partie de ce chapitre traite des concepts d'habitat et de typologie d'habitat, indispensables dans notre travail. Les principales idées développées ici ont des conséquences directes sur l'approche méthodologique et la méthode pratique en elle-même. La deuxième partie traite de l'architecture et du fonctionnement des forêts, et nous essayons de mettre en évidence dans la troisième partie les points importants à considérer pour évaluer leur état de conservation, à partir d'une synthèse bibliographique. Les réflexions sur l'importance du concept d'habitat et de typologie sont reprises dans la dernière partie qui présente le domaine d'applicabilité de la méthode ainsi que certaines de ses limites, notamment le recul à prendre lors de l'évaluation de certains milieux.

NB : afin de faciliter la lecture, certains points déjà présentés dans le chapitre 1 sont repris ici.

7. Les habitats forestiers d'intérêt communautaire

7.1. Le concept d'habitat

La DHFF a permis de mettre sur le devant de la scène un nouvel objet de conservation, l'objet « habitat » qui se révèle être un atout pour intégrer un caractère fonctionnel couvrant de nombreuses espèces et leurs relations, entre elles et avec leur environnement. Cependant, les politiques de conservation de la nature requièrent la définition précise des objets visés. Pour la DHFF, ces objets sont les espèces et les habitats d'intérêt communautaire, listés dans ses annexes (Photo 4). Les concepts d'espèces et leurs limites sont régulièrement remaniés au rythme des travaux de taxinomie et de l'évolution des concepts en systématique. Les définitions des habitats sont encore plus difficiles à appréhender. Or, comme pour les noms scientifiques des espèces, le nom de l'habitat est la porte d'accès à tous ses attributs écologiques, biologiques et non biologiques : répartition, cartographie (polygones d'habitat), données sur l'écologie, fonctionnement, gestion, réglementation, etc. Blandin et Bellan (1994) parlent alors d'« indispensable typologie ». En l'absence de consensus clairement établi sur une définition, notre acception du terme « typologie » correspond à une démarche méthodique qui, selon le contexte et l'objectif, aboutit à la définition d'un ensemble de types, de catégories, afin de faciliter l'analyse, la classification et l'étude de réalités complexes. La typologie n'est pas une fin en soi, c'est un moyen de synthétiser et d'organiser des objets d'un domaine d'étude, de simplifier une réalité complexe permettant de faciliter son appréhension en créant et nommant des entités (types) et d'adopter un vocabulaire commun (Grellier *et al.*, 2012). On cherche ainsi à passer d'un système continu (par exemple un gradient de couleur) à un système discret (un nuancier de couleur de peinture). Créer une typologie d'habitat revient à installer des limites, à borner le domaine d'existence de chaque habitat dans un univers défini au préalable. Cette simplification nécessite de faire des choix qui ont des conséquences fortes pour l'utilisateur. Ceux-ci découlent du contexte dans lequel s'est inscrite cette création, de son objectif et de sa construction. Lorsque ces choix sont faits en connaissance de cause, les conséquences et les limites du choix typologique peuvent alors être assumées (comme les différences entre créer un nuancier de couleur pour teinture pour cheveux, ou créer un nuancier de couleur pour peinture murale) (Maciejewski *et al.*, 2016).

Photo 4 : Chênaie pédonculée à Molinie bleue (UE 9190-1), Landes, © A. Lagrave

La notion d'habitat, centrale dans notre problématique, recouvre une diversité conceptuelle forte, déjà soulignée dès le début du XXème siècle (Boullet, 2003). Les définitions du terme habitat varient considérablement dans la

littérature écologique ; néanmoins Boullet (2003), reprenant pour une bonne part les idées de Yapp (1922), fait émerger trois principes essentiels :

- un espace géographique, possédant donc une réalité spatiale ;
- un ensemble de paramètres environnementaux agissant dans cet espace géographique et associant facteurs physico-chimiques (facteurs abiotiques) et facteurs biotiques ;
- une organisation spatio-temporelle et une approche multiscalaire du concept d'habitat.

Le premier principe est un principe chorologique (de localité) car l'habitat possède une dimension spatiale et géographique réelle. Le second principe d'essence écologique met en évidence, comme dans la définition de la DHFF, « *les caractéristiques géographiques, abiotiques et biotiques, qu'elles soient entièrement naturelles ou semi-naturelles* » par lesquelles se distingue un habitat. Le troisième principe rappelle que l'habitat est aussi un concept dynamique et qu'il s'inscrit à différentes échelles spatio-temporelles (Maciejewski *et al.*, 2016).

Pour autant, Rameau et ses collaborateurs (2000) précisent que *« la végétation par son caractère intégrateur permet de déterminer l'habitat* [en lien avec les unités de végétation du système phytosociologique] ». Cela, reconnu par de nombreux auteurs, permet d'éviter les confusions sémantiques entre les notions d'habitat et de végétation tout en reconnaissant le rôle de la phytosociologie dans la caractérisation des habitats terrestres (Braun-Blanquet, 1928, 1932, 1964 ; Géhu et Rivas-Martinez, 1981 ; Géhu, 1993 ; Boullet, 2003 ; Vigo *et al.,* 2005 ; Benito Alonso et Sanz Trullén, 2007). Ce point nous permet d'insister sur la différence entre la définition d'un objet et ses critères de détermination (comme la différence entre la définition d'une espèce et les critères de reconnaissance de cette espèce) (Maciejewski *et al.*, 2016).

Photo 5 : Hêtraies-chênaies collinéennes hyperatlantiques à If et à Houx (UE 9120-1), Finistère, © A. Lagrave

La DHFF définit donc les habitats naturels comme *« des zones terrestres ou aquatiques se distinguant par leurs caractéristiques géographiques, abiotiques et biotiques, qu'elles soient entièrement naturelles ou semi-naturelles »*, cette définition se concentre sur les deux premiers principes de la notion d'habitat mis en évidence par Boullet (2003). Elle est reprise dans le manuel EUR 28 (European Commission, 2013) qui décrit les habitats d'intérêt communautaire. C'est sur le troisième principe que le flou demeure. En effet, l'échelle de description (spatiale, temporelle et hiérarchique dans la typologie) des habitats présents dans ce manuel n'est pas constante ni toujours précisée. Par exemple, dans le cas de ripisylves, différents habitats peuvent être décrits dans une dynamique de la phase pionnière à la phase mature (par exemple pour les rivières alpines, ont été caractérisés les habitats « Rivières alpines avec végétation ripicole herbacée » - UE 3220 -, « Rivières alpines avec végétation ripicole ligneuse à *Myricaria germanica »* - UE 3230 -, « Rivières alpines avec végétation ripicole ligneuse à *Salix elaeagnos »* - UE 3240 -). Par contre, pour une hêtraie acidophile atlantique (UE 9120) (Photo 5), on peut considérer que toutes les phases sont incluses dans la description d'un même habitat. Ces incohérences (il en existe d'autres de nature différente, on peut notamment se demander comment définir un état de conservation favorable pour un habitat se nommant « Tourbières hautes *dégradées* encore susceptibles de régénération naturelle » - UE 7120 -) rendent le travail d'identification, d'évaluation et de gestion des habitats encore plus complexes (Maciejewski *et al.*, 2016).

7.2. Les habitats forestiers d'intérêt communautaire

Deux grandes catégories d'habitats (forestiers et non forestiers) visées par la DHFF peuvent être distinguées (Frontier *et al.*, 2008) en fonction de leur trajectoire (Maciejewski *et al.*, 2016) :

(i) les habitats s'inscrivant dans une succession progressive, décrits dans le manuel d'interprétation EUR 28 (European commission, 2013) comme correspondant à une série toute entière, ou pouvant se limiter par exemple à la tête de série ou encore à un stade bloqué de cette série en raison de facteurs édaphiques, climatiques, ou à un stade transitoire en raison de perturbations naturelles (exemple des crues). Ils traduiraient dans le domaine terrestre l'expression dominante de la végétation naturelle et sont appelés « habitats naturels » dans la DHFF (par exemple la majorité des habitats forestiers, mais aussi les habitats d'eau courante, ou encore les habitats rocheux), ces habitats n'étant pourtant pas exempts d'influence anthropique ;

(ii) les habitats s'inscrivant dans une succession régressive, décrits dans le manuel d'interprétation EUR 28 (European commission, 2013) comme correspondant à des stades théoriquement transitoires, mais pouvant être maintenus par des actions humaines, par exemple par l'exportation régulière de biomasse (fauche, pâturage dans les habitats agropastoraux). Ce sont des habitats dont la répartition et la composition actuelles sont indissociables d'une activité humaine en Europe de l'ouest. Ils sont appelés « habitats semi-naturels » dans la DHFF (par exemple la majorité des habitats agropastoraux, mais il existe quelques cas particuliers en forêt, notamment les châtaigneraies, ou certaines suberaies – cf. tome 1, chap. 2, §10.2.4 –).

Les habitats forestiers d'intérêt communautaire sont définis dans la DHFF comme des « *forêts (sub)naturelles d'essences indigènes à l'état de futaies avec sous-bois typique, répondant aux critères suivants : rares ou résiduelles, et/ou hébergeant des espèces d'intérêt communautaires* » (DHFF, modifiée le 27 octobre 1997). Le Manuel d'interprétation des habitats de l'Union européenne EUR 15 puis EUR 28 (European Commission, 2013) mentionne les critères additionnels suivants : « *forêts composées d'espèces indigènes, forêts présentant un degré élevé de naturalité, forêts de grands arbres et en futaie, présence de vieux arbres et de bois morts, forêts constituant un échantillon représentatif, forêts avec une gestion soutenable et continue pendant une période significative* » (on pourra noter que ces critères s'adressent plutôt à la désignation de massif forestier que de types forestiers).

Les habitats forestiers présents dans la DHFF sont décrits pour la France dans les Cahiers d'habitats (Bensettiti *et al.* (coord.), 2005).

8. Quelques éléments d'écologie forestière

8.1. La démarche de réflexion

Nous proposons qu'évaluer l'état de conservation d'un habitat (dans notre contexte) nécessite d'évaluer la structure, la composition et les fonctions de cet habitat, qui sont interdépendantes (Noss, 1990) (cf. tome 1, chap. 1, §2). L'état de conservation devient favorable lorsque ces éléments concourent à un fonctionnement de l'habitat permettant sa pérennité dans le temps et sa stabilité ou son expansion dans l'espace (en cohérence avec l'article 1 de la DHFF), dans les limites du type d'habitat défini dans la typologie et à une échelle donnée.

Nous rappelons dans le chapitre 1 de ce tome que l'habitat est un objet de nature complexe, nous proposons donc de passer par les étapes suivantes : comprendre le fonctionnement de l'objet afin de pouvoir aller vers une simplification (Le Moigne, 1999), puis identifier les processus importants à prendre en compte et de définir ensuite des valeurs-seuils ou de « référence » telles qu'énoncées dans la DHFF, c'est-à-dire les valeurs à partir desquelles on considère que l'on passe d'un état de conservation à un autre.

Pour tous les grands types d'habitat, nous proposons la définition de deux niveaux, que nous appelons « état optimal souhaité » et « état favorable choisi » (cf. tome 1, chap. 1, §2) :

- Pour amener une cohérence dans les différentes méthodes proposées par le MNHN qui concernent un large panel d'habitat, et pour enlever toute ambiguïté dans l'utilisation du terme « référence » et en suivant les conseils de Stoddard et ses collaborateurs (2006), l'état de référence est appelé « état optimal souhaité » dans les guides proposés (Lepareur *et al.,* 2013 ; Maciejewski *et al.,* 2015 ; Viry, 2013), c'est-à-dire l'état vers lequel on veut tendre à très long terme, ou celui dont on s'inspire pour comprendre le fonctionnement de l'habitat, ou encore un état pour lequel tous les indicateurs sont évalués comme favorables. Cette terminologie a été choisie pour s'appliquer à tous les habitats d'intérêt communautaire, elle peut donc revêtir différents aspects (cet « état optimal souhaité » peut être complètement théorique ou très pragmatique). Selon le type d'habitat (agropastoraux, dunaires, forestiers, etc.), le terme état de référence peut correspondre à un état « naturel », non perturbé par les activités humaines, mais il peut également signifier le meilleur état atteignable dans une région donnée, où l'homme est considéré à part entière dans l'écosystème. Il s'agit d'un parti pris qui dépend de l'habitat et de la région considérée, les définitions pouvant être toutes appropriées (Stoddard *et al.,* 2006 ; Johnson *et al.*, 2013).
- Puis nous définissons un deuxième niveau, qui est « l'état favorable choisi », c'est le seuil au-delà duquel l'habitat est considéré en état de conservation favorable (malgré certains indicateurs qui pourraient s'avérer défavorables), il est donc la cible minimale à atteindre (en première intention). D'un point de vue pratique, c'est la caractérisation de l'écart entre ce seuil ainsi défini et l'état observé qui constitue l'évaluation de l'état de conservation d'un habitat.

Il est important de rappeler ici (cf. tome 1, chap. 1, §2) que les termes « état optimal souhaité » et « état favorable choisi » soulignent qu'il s'agit de choix, qui vont être influencés par la culture de la structure dans laquelle s'opèrent l'évaluation ou la politique publique dans laquelle s'insère le programme. Nous pensons qu'ils ne sont pas absolus, **ils sont établis dans un contexte socio-économique et politique donné.** Pour la DHFF, « *le but principal* […] *est de favoriser le maintien de la biodiversité, tout en tenant compte des* ***exigences économiques, sociales, culturelles et régionales****, elle contribue à l'objectif général d'un développement durable ; le maintien de cette biodiversité peut, dans certains cas, requérir le maintien, voire l'encouragement, d'activités humaines ».* L'état optimal souhaité et l'état favorable choisi ne sont pas absolus mais relèvent d'objectifs éclairés par des éléments scientifiques (Carnino & Touroult, 2010 ; Louette *et al.,* 2015), dans un contexte socio-économique et culturel.

Pour les habitats « naturels » (comme défini plus haut) et notamment dans le cas particulier des habitats forestiers, on peut chercher l'état optimal souhaité en regardant le fonctionnement des forêts à caractère naturel. En effet, il ne s'agit pas à proprement parler d'un objectif à long terme (cela constituerait un non-sens) mais plutôt un moyen d'explorer et de comprendre l'écologie de ces milieux afin de pouvoir mettre en évidence les paramètres importants à prendre en compte pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats [rappelons que la DHFF a défini les habitats forestiers d'intérêt communautaire comme les « *forêts (sub)naturelles d'essences indigènes à l'état de futaies avec sous-bois typique, répondant aux critères suivants : rares ou résiduelles, et/ou hébergeant des espèces d'intérêt communautaires* » (DHFF, modifiée le 27 octobre 1997)], ce qui rejoint la pensée de Franklin et ses collaborateurs (2002) qui pensent que les modèles conceptuels les plus précis de la dynamique forestière sont davantage susceptibles de provenir de l'étude de forêt à caractère naturel. Ces forêts à caractère naturel ont une pérennité dans le temps qui a été avéré, ce qui rejoint nos objectifs énoncés dans la définition de l'état de conservation favorable, même si nous ne connaissons pas ou partiellement les états antérieurs, ni les stress et pressions que ces forêts à caractère naturel ont subi jusque-là.
Néanmoins, pour la définition de l'état favorable choisi (donc de la cible opérationnelle de première intention), nous ne pouvons avoir comme objectif un fonctionnement calqué sur celui des forêts à caractère naturel, car la DHFF nous demande de prendre en compte les activités socio-économiques, le seuil d'état favorable ne correspond pas forcément au degré maximal de naturalité (les définitions étant multiples, nous lui donnons ici un sens général). Cela est particulièrement vrai en Europe de l'ouest où l'influence des activités humaines est importante et

omniprésente depuis des siècles, mais également rémanente puisque l'occupation du sol à l'époque gallo-romaine a encore un impact fort sur la biodiversité et la fertilité forestières actuelles (Dupouey *et al*., 2002 ; 2007 ; Cateau *et al*., 2015). Dans ce cas, l'état favorable pour les habitats forestiers n'implique pas un arrêt de la gestion sylvicole. Il est également intéressant de préciser que les conclusions de l'action européenne EU COST Action E4 (l'objectif était de créer un réseau européen de réserves forestières sur la base des réserves déjà en place) montrent que les forêts à caractère naturel n'occupent que 1,7% du territoire étudié, soit 3 millions d'hectare, ce qui suppose une importante fragmentation, les forêts à caractère naturel en zone tempérée sont donc relictuelles (Parviainen *et al.*, 2000).

Nous essayons donc de comprendre le fonctionnement écologique des forêts en utilisant les études sur les forêts à caractère naturel pour mettre en évidence les processus importants à prendre en compte pour l'évaluation de l'état de conservation (tome 1, chapitre 2), mais nous chercherons à avoir un bon aperçu de l'état actuel des forêts françaises pour mettre en place l'état favorable choisi pour choisir le niveau d'exigence de la méthode au regard de l'existant (tome 1, chapitre 3).

Les attributs structuraux des peuplements forestiers sont importants, tant d'un point de vue théorique que pratique pour comprendre et gérer les écosystèmes forestiers (Franklin et al., 2002), c'est pourquoi nous abordons ici en premier l'architecture des écosystèmes forestiers, dans l'espace, puis dans le temps par le cycle sylvigénétique, nous permettant de mettre en évidence la dynamique forestière. Ensuite nous abordons les cycles biogéochimiques qui sont intimement liés au précédent. Enfin nous définissons les stress et les perturbations que peuvent connaitre les écosystèmes forestiers ainsi que leur rôle dans la dynamique forestière.

8.2. Architecture appliquée à l'écosystème forestier

8.2.1. L'éco-unité, l'écomosaïque et l'écocomplexe, et lien avec le concept d'habitat

Nous partons des concepts de l'école architecturale qui propose que les formes architecturales des arbres, qui se modifient en fonction des contraintes environnementales, structurent l'organisation spatiale et temporelle de la forêt. Oldeman (1990) reconnait trois niveaux hiérarchiques différents dans l'écosystème, qui sont emboîtés et interactifs : l'éco-unité (unité de base de l'analyse), l'écomosaïque et l'écocomplexe. La dynamique interne de chaque type forestier permet un équilibre global du système, qui regroupe un ensemble d'éco-unités, une éco-unité au sens d'Oldeman (1990) étant une unité de végétation qui commence son développement au même moment et sur la même surface, et qui possède une structure et une composition floristique bien définies. Le niveau hiérarchique immédiatement supérieur est l'écomosaïque, elle regroupe les éco-unités présentes dans un site donné et soumises à de mêmes conditions stationnelles (climat et sol). Les éco-unités se définissent par les arbres, et les écomosaïques se définissent par leurs éco-unités. Enfin, l'écocomplexe inclut au niveau d'un paysage l'ensemble des écomosaïques liées entre elles par des processus fonctionnels abiotiques (flux de matière et d'énergie) ou biotiques (flux biologiques), ce sont de grandes unités qui fonctionnent comme un tout cohérent (Quézel et Médail, 2003).
L'échelle d'analyse dans cette étude est le type d'habitat. Nous avons mis en évidence (cf. tome 1, chap. 2, §7.1) les trois principes qui sous-tendent le concept d'habitat, mais dans son utilisation au travers du manuel d'interprétation EUR 28 (European commission, 2013), nous avons vu que le flou demeure sur l'échelle de description des habitats au niveau spatio-temporel, le lien direct entre type d'habitat et niveau hiérarchique architectural est donc difficile. Selon le type d'habitat décrit, il pourra se rapprocher d'une éco-unité ou d'une écomosaïque, ou parfois des deux selon la précision de la description. Il peut être intéressant de remarquer que, si on élargit cette réflexion au-delà des habitats forestiers de la DHFF, parfois ce que l'on pourrait qualifier d'écocomplexe a été désigné comme habitat, c'est notamment le cas de l'habitat UE 1130 « Estuaires ».

La difficulté dans la caractérisation dynamique des habitats forestiers tient en partie au fait que les méthodologies utilisées, en particulier la phytosociologie sigmatiste [sur laquelle s'appuie la création de la, typologie Corine

Biotope (Rameau *et al.,* 1997) puis le manuel d'interprétation EUR 28 (European Commission, 2013)], s'appuient sur les concepts souvent simplificateurs de zone homogène et de climax, concepts qui restent toutefois les plus faciles à utiliser pour la mise en place de typologie. L'existence de structures parfois particulièrement hétérogènes, explique la difficulté de considérer ces communautés végétales comme des entités bien individualisées et stables. La perception de l'homogénéité repose sur un concept répondant à l'objectif d'une recherche essentiellement typologique et une structure homogène par l'approche phytosociologique peut être très hétérogène dans sa perception à un autre niveau d'approche (Barbéro et Quézel, 1989). D'autre part, le développement temporel des structures et architectures des systèmes forestiers est davantage probabiliste que déterministe (Simberloff, 1980), ce qui complique la compréhension des dynamiques forestières, le plus souvent envisagées et étudiées sur des échelles de temps trop courtes (Clark *et al.,* 1999 ; Quézel et Médail, 2003).
Cela met bien en évidence la difficulté de mettre en lien ce que nous savons du fonctionnement et de la dynamique des écosystèmes forestiers, et la mise en en place des politiques publiques de conservation de la nature, qui intrinsèquement nécessite des objets définis, stables et donc simplifiés afin de pouvoir protéger et gérer (cf. tome 1, chap. 2, §7.1).

8.2.2. La dynamique forestière (caractéristiques des éco-unités au cours du temps)

La dynamique est une qualité intrinsèque d'un écosystème qui met en relation les causes, les mécanismes et les processus provoquant des changements de composition, de structure et de complexité, qu'ils soient d'origine spontanée, anthropique ou mixte. La dynamique fait appel à de nombreuses relations fonctionnelles entre les espèces (dissémination, compétition, etc.), avec les perturbations (tempêtes, incendies) et est également sous dépendance des conditions stationnelles (Cateau *et al.,* 2015). Les schémas de dynamique décrivent, par nombre limité de phases, les variations de structure et de composition d'une formation forestière donnée, en général en libre évolution à partir d'un sol nu (Paillet, 2003). Il s'agit d'une vision théorique, puisque chaque phase est une image « idéale » d'un peuplement à un instant donné (Boncina, 2000 ; in Paillet, 2003). De plus, comme dans la création d'une typologie d'habitat (cf. tome 1, chap. 2, §7.1), créer une classification des phases de développement d'un peuplement forestier est arbitraire. En effet, la dynamique forestière est clairement continue et n'est pas constituée d'étapes discrètes (au sens mathématique du terme) (Franklin *et al.*, 2002). C'est pourquoi il existe différentes classifications de ces phases, elles ont été comparées et synthétisées dans le travail de Franklin et ses collaborateurs (2002) ; dans le cadre de ce travail, ils ont choisi de mettre en évidence huit phases. Néanmoins beaucoup d'auteur utilisent plutôt une classification à quatre phases. Parce que son explication nous ait apparu simple, nous présentons ici la description de Gilg (2004) : l'éco-unité connait un stade de jeunesse caractérisé par la régénération et la croissance en hauteur des jeunes arbres, un stade de maturation caractérisé par la croissance en épaisseur (tronc) et en largeur (couronne) des arbres et un stade de vieillesse lors duquel la croissance des arbres ralentit et leur mortalité augmente, permettant ainsi à un nouveau stade de jeunesse d'apparaître. Ces stades sont constitués de cinq phases sylvigénétiques différentes : phase de régénération, initiale (ou d'accroissement), optimale, de sénescence et de déclin.
L'ensemble de ces phases forme la sylvigénèse qui comporte deux volets imbriqués : les processus autotrophes sous la dépendance de l'apport extérieur d'énergie solaire, qui sont à l'origine de l'installation et de la croissance des ligneux, et les processus hétérotrophes qui conduisent à une dégradation du matériel ligneux grâce aux diverses espèces (insectes, vers, champignons, protozoaires) du complexe saproxylique ; l'ensemble serait voué à s'arrêter si le relais n'était pas pris à nouveau par les autotrophes qui réorganisent le système (André, 1998).

De manière schématique, on peut également distinguer deux types de dynamique : une dynamique « catastrophique », résultant de l'influence de facteurs perturbateurs de grande ampleur (perturbations fortes : incendies, tempêtes violentes, cours d'eau à lit mobile, etc.) ; et une dynamique « douce », c'est-à-dire ne fonctionnant pas par catastrophe d'ampleur, il s'agit de la succession « naturelle », résultant d'un processus biotique à l'intérieur de l'écosystème (par exemple la compétition) (Ramade, 1994). Ces deux types (schématiques)

de dynamique ne s'opposent pas en Europe tempérée (Fig. 7), ils peuvent se succéder dans le temps pour une même éco-unité, ou être contemporain pour une même écomosaïque.

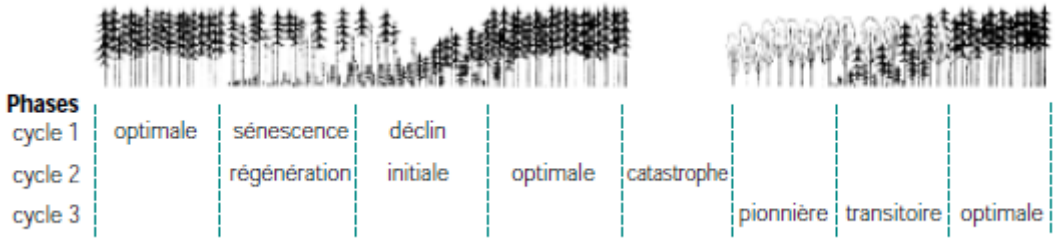


Figure 7 : Modèle de sylvigénèse pour une pessière boréale transitant d'une dynamique douce à une dynamique catastrophique (Gilg, 2004)

Dans le cas de forêts à « dynamique douce », les éco-unités sont de petite taille (moins de 50 m² le plus souvent). Dès qu'une perturbation génère l'ouverture d'une nouvelle éco-unité, un nouveau cycle démarre, il arrive régulièrement que les nouveaux cycles démarrent avant que les anciens ne soient totalement achevés. Plusieurs phases peuvent donc se chevaucher sur une même unité : la phase de régénération d'un nouveau cycle débutant dès que les premiers arbres morts d'un cycle ancien (en phase de sénescence) permettent à la lumière de percer la canopée (Gilg, 2004).

Lorsque la dynamique forestière est de type « catastrophique », la sylvigénèse est quelque peu différente. Une perturbation importante provoque la mort brutale et rapide de tous les arbres sur de grandes surfaces (éco-unité de plusieurs hectares), on observe ensuite une première régénération d'essences plutôt héliophiles (essences à bois tendre dans les forêts alluviales, bouleaux et peupliers trembles dans les forêts boréales européennes, etc.). Lorsque ces essences pionnières auront atteint un certain stade de développement, les essences dryades commenceront à apparaître en sous-bois et remplaceront peu à peu les essences pionnières : c'est la phase de « transition » (Schuck *et al.*, 1994). Cette phase de transition sera suivie par la phase optimale à laquelle les essences pionnières auront pratiquement disparues. Puis, selon les nouvelles perturbations, la sylvigénèse se poursuivra par les phases de sénescence et déclin (dynamique douce) ou par une nouvelle colonisation de l'éco-unité par les essences pionnières dans le cas d'une nouvelle perturbation catastrophique.

Cette dynamique « catastrophique » nous montre que, contrairement à une opinion répandue, une structure verticale monostratifiée peut aussi se retrouver dans la nature. Un peuplement pur et homogène de douglas de 100 à 150 ans de l'ouest de l'Amérique du nord, avec sa canopée fermée, né après un incendie naturel, constitue bien une forêt « vierge », du moment qu'il n'a fait l'objet d'aucune intervention humaine, au même titre qu'une futaie régulière de pin et d'épicéa dans le nord de la Finlande, ou qu'une chênaie-charmaie stratifiée en Pologne, ou qu'une futaie irrégulière d'aspect jardiné à épicéa, sapin, hêtre et érable sycomore dans la région médio-européenne des forêts mélangées de montagne. Aux approches de la limite forestière des Alpes centrales, les futaies régulières monospécifiques de mélèzes offrent un bon exemple de pauvreté naturelle en structures et en espèces (Otto, 1998).

8.3. Les cycles biogéochimiques

Nous avons parlé de la structure et de la composition des forêts (pour ce qui concerne la partie arborée), qui constituent ses caractéristiques biotiques, son environnement (sol, géomorphologie, macro et microclimat, etc.) constituant ses caractéristiques abiotiques. De leurs relations dépend la réalisation des fonctions écologiques, c'est-à-dire toutes les actions et processus biologiques qui ont lieu sans intervention humaine dans l'écosystème et qui résultent de l'interaction entre tous ces compartiments : échanges, flux de matière, d'énergie, etc. (Maltby *et al.*, 1996 ; Costanza *et al.*, 1997).

Photo 4 : Arbre mort sur pied, Corse, © L. Maciejewski

L'existence dans chaque communauté de groupes d'êtres vivants dont le métabolisme, donc les besoins, sont en grande partie complémentaires (producteurs, consommateurs, décomposeurs) permet un recyclage permanent des principaux éléments indispensables aux cellules vivantes. Il existe de la sorte une circulation cyclique de la matière dans chaque écosystème qui résulte de cette complémentarité écophysiologique entre autotrophes et hétérotrophes (Ramade, 1994) (cf. tome 1, chap. 2, §8.2.2). À l'échelle de la biosphère, on désigne sous le terme de cycles biogéochimiques ce passage alternatif des éléments entre milieu organique et matières vivantes (Fig. 8). Carbone, hydrogène, oxygène, azote, phosphore, soufre et une trentaine d'autres corps simples sont sans cesse transformés en matières biochimiques (glucides, lipides, acides aminées, etc.) ou absorbés sous forme d'ions inorganiques par les végétaux autotrophes, puis utilisés par les hétérotrophes : animaux puis microorganismes décomposeurs (Ramade, 1994).

La forêt est considérée comme l'écosystème le plus performant de notre planète à capter l'énergie solaire grâce à l'étagement de son architecture végétale, et la multiplicité des relais de rétention de la matière organique. L'écosystème forestier assure un fort niveau de recyclage grâce à la diversité et la spécialisation des réseaux saproxyliques. Ceux-là interviennent non seulement pour le passage final de l'organique au minéral, mais aussi pour la réinjection dans le système des produits ultimes de décomposition. On comprend alors que la forêt ne saurait se limiter à une collection d'arbres, même si ces derniers jouent le rôle indispensable de charpente de tout l'édifice. Les mycorhizes réalisent une symbiose qui est indispensable à tout l'équilibre du système. Sur les sols pauvres, les forêts ne peuvent se développer sans tapis dense d'hyphes fongiques impliquées dans la mycorhization. Ce processus concerne 80 % des espèces d'Angiospermes (les plantes à fleurs), 100 % des Gymnospermes (la plupart sont des conifères), et 70 % des Ptéridophytes (comme les fougères) (Durrieu, 1993). Les vers de terre font partie de la faune des sols, dont la richesse et la complexité des réseaux est étonnante et dont dépend étroitement tout le système (Bernier, 1998). Le travail de décomposeur rend les vers indispensables au fonctionnement de la forêt (20% de la minéralisation leur sont attribués). Les vers de terre sont aussi une source importante de nourriture pour de nombreux prédateurs [oiseaux, mammifères comme taupe, sanglier, renard ou blaireau (Bouché, 1998)], et les oiseaux, eux participent notamment à la dissémination des graines (Schnitzler-Lenoble, 2002).

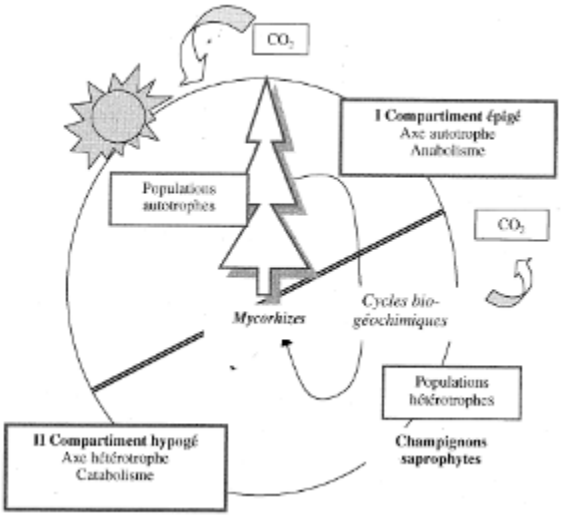


Figure 8 : les deux compartiments de l'écosystème forestier et leurs activités complémentaires : autotrophique (épigé avec l'organisation *stricto sensu* = axe anabolique) et hétérotrophique (hypogé = axe catabolique) (Vallauri *et al*. (coord.), 2005)

On voit donc ici que la circulation de la matière organique est nécessaire au fonctionnement de la forêt. Un élément clé, lié à la biomasse principale, concerne le bois mort (Photo 4).

Le bois mort assure plusieurs fonctions en forêt (Gilg, 2004) :

- Sa décomposition libère le carbone et les éléments minéraux stockés dans la cellulose pour les remettre à disposition des plantes. Ces éléments sont souvent redistribués de façon homogène autour de l'arbre mort grâce à l'action des champignons saproxyliques et de leurs réseaux mycéliens. Le bois mort peut également faire office de pépinière pour les semis de certaines essences (notamment dans les forêts de montagne et les forêts boréales à litière épaisse) ;
- Les chablis ont également une action sur la géomorphologie en limitant l'érosion des sols lors de fortes pluies. Les chablis couchés en travers de la pente limitent également la chute des pierres en contrebas (Gilg et Foltzer, 1994) ;
- Le bois mort est aussi un habitat particulier correspondant à une partie de la niche écologique de nombreuses espèces, certains auteurs avançant le chiffre de plus de 20 % des espèces forestières, même si ce chiffre resterait à préciser dans le cas des forêts françaises.

8.4. Stress et perturbations

8.4.1. Définition(s)

Łaska (2001) reconnait qu'en dépit des progrès considérables réalisés en écologie de la perturbation, la notion de perturbations recouvre différentes interprétations selon les auteurs. Les deux visions principales, même si elles ne s'opposent pas, peuvent être résumées ainsi : selon la définition de Grime (1979), les perturbations sont les mécanismes qui affectent la biomasse végétale en causant sa destruction partielle ou totale ; selon la définition de White et Pickett (1985), les perturbations sont des évènements discrets dans le temps affectant la structure des écosystèmes, des communautés ou des populations.

Les stress, ou les inhibitions selon les auteurs, sont des configurations de l'état interne de l'écosystème forestier qui entravent sa dynamique et parfois la bloquent pour longtemps, sans pour autant déranger ou détruire son état actuel. Contrairement aux perturbations ou aux effondrements, elles ne mettent fin ni en partie ni en totalité au fonctionnement de l'écosystème. Ce sont simplement des blocages de l'évolution, ne touchant pas aux conditions de la vie de la forêt (Otto, 1998). Par opposition aux inhibitions, Otto (1998) définit les perturbations comme des ruptures dans la forêt qui ne se contentent pas d'entraver la poursuite de son évolution, mais la rendent impossible, lui infligeant des dommages ou la détruisant. Elles détournent de leur chemin des successions ou des phases, leur font prendre une direction entièrement nouvelle ou les rejettent à des stades ou phases initiaux.

De manière synthétique (Schnitzler-Lenoble, 2002), les perturbations transforment la biomasse (de vivante à morte), et les stress réduisent l'activité photosynthétique sans détruire la biomasse.

Photo 5 : Chablis en forêt de Fontainebleau, ©H. Chevalier

8.4.2. Rôles des stress et perturbations

Sans pour autant réussir à trouver une définition qui fasse consensus, le rôle des perturbations dans la structuration des écosystèmes est reconnu par tous (Quézel et Médail, 2003). Elles façonnent profondément les écosystèmes et constituent un des moteurs de la variabilité spatiale des forêts.

La dynamique forestière repose sur trois grands types de perturbations « naturelles » ou spontanées qui opèrent à différentes échelles spatio-temporelles (Blondel, 1995b, in Quézel et Médail, 2003) :

- Les perturbations localisées, comme les chablis (Photo 5), sont responsables des micro-hétérogénéités au sein des peuplements forestiers ;
- Les perturbations diffuses, par exemple celles induites potentiellement par la faune ;
- Les grandes perturbations abiotiques (incendies, tempêtes – Photo 6 –), qui se déroulent ordinairement sur des pas de temps assez longs, aboutissent à des transformations plus nettes dans le paysage forestier et à de profondes discontinuités dans l'organisation des peuplements, accélérés par les impacts anthropiques accrus.

Les perturbations et les stress agissent le plus souvent en synergie, l'un des évènements en induisant l'autre (Schnitzler-Lenoble, 2002). Les perturbations accélèrent la vitesse des cycles sylvigénétiques par création de chablis. Les perturbations influencent donc la dynamique notamment en modifiant la durée des phases, voire en supprimant certaines phases. Une tempête pourra par exemple initier la phase de régénération de façon anticipée. Les fréquences des perturbations naturelles peuvent quasiment toutes être accentuée ou leurs impacts aggravés par les activités anthropiques (par exemple la fréquence des feux en zone méditerranéenne peut être accentuée par des feux d'origine criminelle ou accidentelle) (Gilg, 2004).

Le rôle des perturbations dans la structuration des écosystèmes est reconnu par tous (Quézel et Médail, 2003), néanmoins comme précisé plus haut l'augmentation de leur fréquence ou de leur intensité (notamment à cause de pressions anthropiques) peut être à même de transformer l'habitat et de remettre en cause sa pérennité. C'est pourquoi dans l'évaluation de l'état de conservation des habitats nous n'identifions pas les perturbations et les stress en tant que tel comme facteurs de dégradations de l'habitat, mais nous essayons d'en évaluer les impacts pouvant remettre en cause la pérennité de l'habitat (en lien avec le fait que l'on considère que certaines activités humaines peuvent changer l'intensité et la fréquence des stress et perturbations).

Photo 6 : Perturbation de type catastrophique. Forêt de l'Auberive après le passage des tempêtes Martin et Lothar en décembre 1999, ©J-J Bouteaux

9. Choix des paramètres pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers

A la suite de la synthèse proposée ci-dessus, nous avons retenus les problématiques de surface et de connectivité, le cycle sylvigénétique et le cycle de la matière comme critère à prendre en compte pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers.

9.1. Surface et fragmentation

On peut s'appuyer sur la théorie des îles (MacArthur et Wilson, 1967) pour entrevoir l'importance de la surface d'un écosystème pour garantir sa pérennité : un écosystème isolé sur une île océanique ou sur un continent par des barrières géographiques ne peut receler la même biodiversité qu'un écosystème de très grande dimension, car ses populations en rupture d'échanges génétiques, deviennent plus vulnérables, notamment à la dépression de la consanguinité. Plus cet isolement est fort, plus les pertes de viabilité des populations seront importantes. On sait ainsi qu'un site strictement isolé est plus pauvre en espèces d'oiseaux qu'un site de même taille qui a gardé des ponts avec d'autres sites (Diamond, 1978). Quinn et Hastings (1987) ont démontré pour les espèces en danger d'extinction l'intérêt des habitats protégés, même fragmentés, si les surfaces octroyées sont suffisantes. C'est bien

la surface de ces zones-refuges autant que les ponts entre ces sites, qui sont cruciaux pour ralentir le mouvement d'extinction (Schnitzler-Lenoble, 2002), de plus certaines études attirent l'attention sur le fait qu'il n'est pas certain que la connectivité puisse compenser la perte d'habitat (Harrison et Bruna, 1999). L'importance relative entre la connectivité et la proportion d'habitat dans un paysage fait encore débat en écologie du paysage. Fahrig (2013) par exemple met en avant la proportion d'habitat dans le paysage comme un facteur déterminant, la configuration spatiale n'intervenant qu'à un niveau intermédiaire de présence du milieu dans le paysage. Ces effets de la fragmentation paraissent moins marqués qu'en forêt tropicale, peut-être à cause de la longue histoire de fragmentation des forêts européennes ou du moindre contraste méso-climatique entre forêt et milieux ouverts (Bregman *et al.*, 2014).

La surface et la connectivité sont deux paramètres cruciaux dans la pérennité des écosystèmes, même s'il apparait encore difficile de séparer les différents impacts de la diminution de surface et de l'augmentation de la fragmentation (et également parfois de la dégradation des milieux), nous retenons ces paramètres comme critères d'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers.

9.2. Cycle sylvigénétique, cycle de la matière et composition dendrologique

Dans les forêts exploitées intensivement, les phases très mâtures et par conséquences les éléments structuraux de ces phases, sont peu fréquents, la gestion forestière ayant tendance à tronquer le cycle sylvigénétique (Fig. 9), et les peuplements dépassent rarement l'âge d'exploitabilité (Gosselin et Laroussinie, 2004). Ces éléments sont cependant de plus en plus pris en compte dans la gestion forestière contemporaine, le maintien de gros arbres vivants étant par exemple une des préconisations principales de gestion en faveur de la biodiversité.
L'exploitation forestière peut réduire le cycle sylvigénétique des phases de sénescence et de déclin (phases hétérotrophes) au profit des phases autotrophes (production primaire liée à la photosynthèse). La gestion sylvicole intensive en prélevant les arbres avant leur sénescence et en prélevant parfois les arbres morts supprime donc des micro-habitats. Sur cet aspect, des mesures particulières (îlots de vieux bois, maintient d'arbres sénescents), favorables à la biodiversité sont d'ailleurs préconisés au niveau international (Lindenmayer *et al.*, 2006) et mise en place par la majorité des gestionnaires forestiers pour permettre l'expression de cette phase hétérotrophe (voir par exemple les schémas de certification de gestion durable PEFC et FSC).
L'objectif n'est pas que tous les habitats forestiers d'intérêt communautaire soient dans une phase de sénescence ou de déclin, mais bien qu'elles soient plus représentées à l'échelle française. Cela ne doit pas faire oublier l'importance des phases de régénération dans la pérennité du fonctionnement de l'habitat. Au final, c'est bien le fonctionnement du cycle sylvigénétique et la présence de toutes les phases qui est important pour la pérennité du fonctionnement de l'habitat.

En l'absence des phases mâtures dans les forêts exploitées intensivement, le volume de bois mort est souvent assez faible, sa rareté étant liée à l'objectif de valoriser le bois. Les arbres qui périssent avant l'heure (couchés par les tempêtes par exemple) sont habituellement valorisés. 20% ou plus du bois récolté dans certaines forêts peuvent provenir de chablis et de dégâts de neige (Otto, 1998).

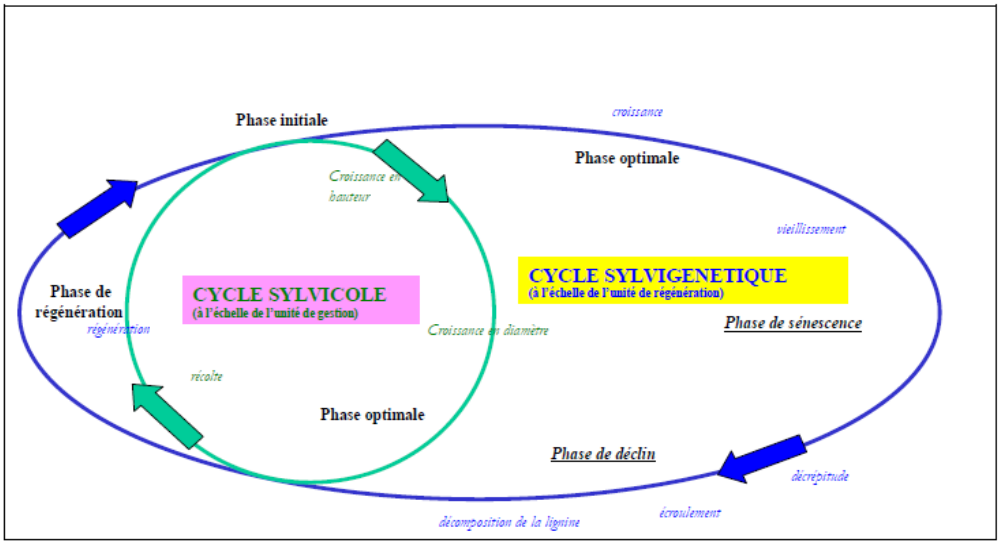


Figure 9 : parties du cycle sylvigénétique ayant tendance à être tronquées par le cycle sylvicole (source : J-M Brézard (ONF), d'après Carnino, 2009)

La composition dendrologique est un paramètre important pour le cycle sylvigénétique comme pour les cycles de la matière. En effet, les arbres jouent également le rôle indispensable de charpente de tout l'édifice, et ils s'accompagnent d'une cohorte d'espèces spécifiques à chaque essence (notamment au travers de leurs propriétés physiques, chimiques et biologiques). De plus, la composition dendrologique définit le type de bois présent en forêt, donc la structure et la décomposition de ces bois (Harmon *et al.*, 1986). Par ailleurs, il est intéressant de noter que certains aspects liés à la gestion des forêts peuvent avoir acquis une valeur de conservation, et sont intégrés dans la définition de l'état favorable : par exemple, la place du chêne sessile dans les hêtraies françaises a été favorisée par l'homme. C'est aussi une essence qui a favorisé de développement d'un riche cortège d'espèces phytophages et saproxyliques qui lui sont associées (Southwood, 1961 ; Bouget *et al.*, 2012). Les sylvofaciès de hêtraie à chêne font donc partie de l'état favorable, comme déjà mentionné dans les cahiers d'habitats.

Les cycles sylvigénétique et de la matière sont étroitement imbriqués. En effet la présence de certaines phases telles que celles de sénescence et de déclin influencent fortement la biomasse (notamment morte) présentes en forêt, et donc le déroulement du cycle de la matière. Le caractère autochtone de la composition dendrologique est également important, car la composition définit le type de bois présent en forêt, donc la structure et la décomposition de ces bois, et les communautés d'espèces impliquées.

En conclusion, on doit donc veiller à la conservation de surface suffisante, dans une matrice à fort taux de boisement, afin de pouvoir préserver la possibilité des échanges, mais aussi veiller à la complétude des cycles sylvigénétiques et du cycle de la matière (Tab. 3).

Tableau 3 : tableau de synthèse des paramètres, critères, indicateurs et informations que l'on cherche à mettre en évidence à travers l'utilisation de ces indicateurs pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire

PARAMÈTRE	CRITÈRE			Indicateurs	Echelle de récolte de la donnée	Informations portées par les indicateurs
Surface couverte (dynamique spatiale)	Surface de l'habitat			Evolution de la surface	SITE	Existence même de l'habitat, capacité à héberger des populations viables d'espèces, notamment les espèces spécialistes et capacité de ses espèces à se maintenir en métapopulation et à maintenir les échanges et une variabilité génétique suffisante à la pérennité des populations. La viabilité des populations assure en retour un maintien des caractéristiques biotiques de l'habitat et des interactions biotiques/abiotiques.
	Morcellement/fragmentation			Au sein du site	SITE	
				Avec l'environnement	SITE	
Composition, structure, fonctions	Intégrité de la composition	Intégrité dendrologique		Présence (en %) des essences allochtones de l'habitat (recouvrement ou G)	PLACETTE	Support du fonctionnement de l'habitat, notamment via la production primaire (base de la chaîne trophique). Pérennité du type d'habitat dans sa composante biotique (et présence et rapidité du risque d'invasion par les EEE), et effet retour sur sa composante abiotique (cycle biogéochimique).
		EEE (arborée et herbacée)		Fréquence d'apparition dans les relevés	PLACETTE	
	Cycle sylvigénétique	Très gros bois vivants		Nombre de TGB à l'hectare OU ratio G TGB/G tot	PLACETTE	Pérennité du cycle sylvigénétique mesurée par la présence des phases les plus critiques (les phases jeunes et les phases matures). Caractéristique support des cycles de vie d'espèces spécialistes de ces phases.
		Dynamique de renouvellement	Futaie régulière ou taillis	Pourcentage de la surface en jeune peuplement	PLACETTE ou SITE	
			Autres cas	Évaluation à dire d'expert de la capacité de régénération	PLACETTE ou SITE	
	Cycle de la matière (Bois mort et saproxyliques)			Nombre de bois morts>30 cm à l'ha	PLACETTE	Fonctionnement du cycle de la matière. Structure support de la diversité et l'abondance des communautés d'espèces impliquées dans cette phase de dégradation du bois.
				Présence d'espèces saproxyliques exigeantes	Selon protocole	
Altérations	Atteintes localisées			Atteintes au sol (tassement, perturbations hydrologiques, etc.) et leur recouvrement	PLACETTE	Reliquat des atteintes non prises en compte dans les autres paramètres : perturbation du compartiment abiotique, lui-même interagissant avec la microfaune du sol et influençant la fonction de production primaire de l'habitat.
	Atteintes "diffuses" au niveau du site			Dire d'expert sur les atteintes dont l'impact est difficilement quantifiable en surface	SITE	Atteintes à large échelle, impacts diffus

10. Applicabilité de la méthode par habitat

10.1. Importance de la notion d'habitat dans les choix pour l'évaluation

Le code de l'environnement [art. R414-11 (Anonyme, 2008)] demande que le document d'objectif rédigé dans chaque site Natura 2000 comporte une évaluation de l'état de conservation des habitats et espèces qui justifient la désignation du site. En parallèle, la Commission européenne demande que chaque Etat-membre évalue les habitats et les espèces présents sur le territoire à l'échelle biogéographique tous les six ans (art. 17). Cela peut paraitre artificiel d'évaluer habitat par habitat un massif forestier, car les échanges et les cycles ne s'arrêtent pas aux limites de l'habitat. Néanmoins, les habitats d'intérêt communautaire sont des habitats qui sont : *« (i) en danger de disparition dans leur aire de répartition naturelle, (ii) ou ont une aire de répartition naturelle réduite par suite de leur régression, (iii) ou en raison de leur aire intrinsèquement restreinte ou constituent des exemples remarquables de caractéristiques propres à l'une ou à plusieurs des sept régions biogéographiques »*. C'est pourquoi il est important de conserver chaque habitat en propre, ce qui participe à l'échelle européenne à la préservation de la diversité. De plus, ils ne sont pas forcément tous sensibles aux mêmes pressions, selon leur composition par exemple, ou encore leur localisation.

Cette évaluation habitat par habitat aura donc des conséquences sur les paramètres et indicateurs choisis pour les évaluer, qui devront être adaptés à la description de chaque habitat, c'est pour cela que l'état de conservation devient favorable lorsque la composition, la structure et les fonctions concourent à sa pérennité dans le temps et sa stabilité ou son expansion dans l'espace (en cohérence avec l'article 1 de la DHFF), dans les limites du type d'habitat défini dans la typologie et à une échelle donnée (cf. tome 1, chap. 1, §2.1). Dans le cas d'une évaluation à l'échelle site, cette pérennité est examinée par site. Cette évaluation est réductrice, dans la mesure où la dynamique peut faire progresser l'habitat ailleurs, ou le faire évoluer naturellement au sein du site. A ce titre,

l'examen à d'autres échelles (région biogéographique, dans le cadre du rapportage art. 17 de la DHFF par exemple) apporte une information différente, complémentaire de celle des sites.

NB : la méthode d'évaluation que nous proposons s'adresse à des opérateurs de sites avec des compétences et des moyens limités (cf. tome 1, chap. 1, §3.2). Cela engendre des choix méthodologiques importants, notamment en ce qui concerne le compromis à réaliser entre le coût de mise en place de la méthode (pour un utilisateur) et l'efficacité de cette méthode. **Les exigences de conception de la méthode sont donc rappelées dans le chapitre 1 de ce tome.**

10.2. Habitats visés et non visés par la méthode

Il existe 30 habitats génériques potentiellement présents en France (Tab. 4). L'objectif est de concevoir une méthode pour tous ces habitats. Cependant, certains habitats ont été exclus du domaine de validité de la méthode, les explications sont données ci-dessous. Enfin pour certains habitats, certaines précautions et parfois certaines adaptations sont nécessaires à l'utilisation de la méthode.

Tableau 4: liste des habitats d'intérêt communautaire présents en France, par domaine biogéographique. Les données surfaciques sont celles recueillies dans le cadre du rapportage de l'article 17 de la DHFF rendu en 2013. Il est à noter que si on additionne toutes ces surfaces, le chiffre total représente le double de la surface forestière calculée par l'IGN.

			Surface indiquée lors du rapportage art.17 de la DHFF, 2013					
			ALP	ATL	CONT	MED	TOTAL	Méthode conseillée
Forêts de l'Europe tempérée			km²	km²	km²	km²	km²	
9110		Hêtraies du *Luzulo-Fagetum*		3			3	OUI
9120		Hêtraies acidophiles atlantiques à sous-bois à *Ilex* et parfois à *Taxus* (*Quercion robori-petraeae* ou *Ilici-Fagenion*)	550	135700	82500	2	218752	OUI
9130		Hêtraies de l'*Asperulo-Fagetum*		6000			6000	OUI
9140		Hêtraies subalpines médio-européennes à *Acer* et *Rumex arifolius*	116		5,17		121,17	OUI
9150		Hêtraies calcicoles médio-européennes du *Cephalanthero-Fagion*	550	150	1000	260	1960	OUI
9160		Chênaies pédonculées ou chênaies-charmaies sub-atlantiques et médio-européennes du *Carpinion betuli*		15200	800		16000	OUI
9170		Chênaies-charmaies du *Galio-Carpinetum*			54		54	OUI
9180	*	**Forêts de pentes, éboulis ou ravins du *Tilio-Acerion***	55	55	120	65	295	OUI
9190		Vieilles chênaies acidophiles des plaines sablonneuses à *Quercus robur*		153	22		175	OUI
91A0		Vieilles chênaies des îles Britanniques à *Ilex* et *Blechnum*		1			1	OUI
91B0		Frênaies thermophiles à *Fraxinus angustifolia*				1	1	NON
91D0	*	**Tourbières boisées**	30	30	30		90	NON
Forêts alluviales								
91EO	*	**Forêts alluviales à *Alnus glutinosa* et *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion* , *Alnion incanae* , *Salicion albae*)**	400	1150	1410	100	3060	**UNIQUEMENT pour les forêts à bois dur** (attention à adapter au contexte!)
91F0		Forêts mixtes à *Quercus robur* , *Ulmus laevis* , *Ulmus minor* , *Fraxinus excelsior* ou *Fraxinus angustifolia* , riveraines des grands fleuves (*Ulmenion minoris*)		156,4	133	15,5	304,9	OUI
Forêts de conifères des montagnes tempérées								
9410		Forêts acidophiles à *Picea* des étages montagnard à alpin (*Vaccinio-Piceetea*)	250		50		300	OUI
9420		Forêts alpines à *Larix decidua* et/ou *Pinus cembra*	200				200	OUI
9430	*	**Forêts montagnardes et subalpines à *Pinus uncinata* (* si sur substrat gypseux ou calcaire)**	550		4	60	614	**DECONSEILLÉE (à adapter si besoin)**
Forêts méditerranéennes à feuilles caduques								
9220		Hêtraies des Apennins à Abies alba et hêtraies à Abies nebrodensis						NON
9230		Chênaies galicio-portugaises à *Quercus robur* et *Quercus pyrenaica*		94600			94600	OUI
9260		Forêts de *Castana sativa*	16		2000	250	2266	**OUI (à nuancer tendance agropastorale)**
92A0		Forêts-galeries à *Salix alba* et *Populus alba*			1	1100	1101	**UNIQUEMENT pour les forêts à bois dur** (attention à adapter au contexte!)
92D0		Galeries et fourrés riverains méridionaux (*Nerio-Tamaricetea* et *Securinegion tinctoriae*)				2	2	**DECONSEILLÉE (à adapter si besoin)**
Forêts sclérophylles méditerranéennes								
9320		Forêts à *Olea* et *Ceratonia*				33,8	33,8	**DECONSEILLÉE (à adapter si besoin)**
9330		Forêts à *Quercus suber*		1000		436	1436	**OUI (à nuancer tendance agropastorale)**
9340		Forêts à *Quercus ilex* et *Quercus rotundifolia*	30	50		1790	1870	OUI
9380		Forêts à *Ilex aquifolium*				16,5	16,5	OUI
Forêts de conifères des montagnes méditerranéennes et macaronésiennes								
9530	*	**Pinèdes (sub-)méditerranéennes de pins noirs endémiques**				297	297	OUI
9540		Pinèdes méditerranéennes de pins mésogéens endémiques				173	173	OUI
9560	*	**Forêts endémiques à *Juniperus* spp.**	14			4	18	**DECONSEILLÉE (à adapter si besoin)**
9580	*	**Bois méditerranéens à *Taxus baccata***				1	1	**DECONSEILLÉE (à adapter si besoin)**

10.2.1. Habitats exclus de la méthode

Un habitat n'a pas été retenu comme présent en France d'après les experts, il s'agit de l'habitat 'Hêtraies des Apennins à *Abies alba* et hêtraies à *Abies nebrodensis'* (UE 9220), la méthode ne s'applique donc pas.

Les tourbières boisées (UE 91D0) ne sont pas visées par la méthode, elles seront traitées avec les autres habitats tourbeux.

Les Frênaies thermophiles à *Fraxinus angustifolia* (UE 91B0) ont également été exclues car les problèmes de définitions ne sont pas encore tout à fait résolus. De plus, cet habitat reste très marginal.

10.2.2. Habitats déconseillés dans le cadre de l'utilisation de la méthode

Les cas des habitats « forêts endémiques à *Juniperus* spp. » (UE 9560*), « bois méditerranéen à *Taxus baccat*a » (UE 9580*), et des « forêts à *Ole*a et *Ceratonia* » (UE 9320) sont complexes (Photo 7). En effet, ces habitats se rapprochent des matorrals, et ils se présentent le plus souvent en mosaïque avec d'autres habitats. Leur fonctionnement n'est donc pas clairement forestier. Nous déconseillons d'utiliser la méthode pour évaluer ces habitats sans en exclure la possibilité (choix à la discrétion du gestionnaire).

Photo 7 : Peuplements à Oléastre, Lentisque de la côte varoise (UE 9320-1), Esterel, ©A. Lagrave

Même raisonnement pour le cas des forêts montagnardes et subalpines à *Pinus uncinata* (UE 9430), il semblerait que la méthode n'est apparemment pas applicable telle quelle mais cet habitat ne peut en être exclu. En effet, malgré une canopée assez ouverte on peut quand même parler de fonctionnement forestier de cet habitat, la méthode pourrait être applicable en adaptant à la faible productivité, en faisant toutefois attention aux faciès préforestiers. Le choix reste celui du gestionnaire.

10.2.3. Cas des habitats alluviaux

Les forêts alluviales ont un fonctionnement particulier. En effet, les cours d'eau régissent dans leurs plaines alluviales le fonctionnement d'un hydrosystème fluvial qui abrite une mosaïque d'habitats (Commission scientifique et groupe Forêts de RNF, 2013), l'existence et la dynamique de ces habitats est donc intimement lié à la dynamique alluviale. Ces hydrosystèmes sont caractérisés par des flux d'eau, d'alluvions, de minéraux et de matière organique (Commission scientifique et groupe Forêts de RNF, 2013).

Les habitats de forêts alluviales à *Alnus glutinosa* et *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion*, *Alnion incanae*, *Salicion albae*) (UE 91E0) et les forêts-galeries à *Salix alba* et *Populus alba* (UE 92A0) sont des forêts alluviales qui occupent le lit majeur des cours d'eau (recouvert d'alluvions récentes et soumis à des crues régulières). On les retrouve en situation de stations humides, inondées périodiquement par la remontée de la nappe d'eau souterraine, ou en bordure de sources ou de suintements. On peut distinguer deux ensembles (Bensettiti *et al.* (coord.), 2001):

- Les forêts à bois tendre : il s'agit de saulaies, saulaies-peupleraies, de peupleraies noires prospérant sur les levées alluvionnaires des cours d'eau, nourries par les limons de crues. Les laisses organiques et les débris de toutes sortes y sont décomposés et nitrifiés chaque année à l'époque des basses eaux, durant l'été. Ces forêts fonctionnent comme des pièges à sédiments et s'exhaussent, peu à peu, en vieillissant. Leur régénération dépend d'une mise à nu des substrats par les crues. Lorsqu'elles ne sont plus soumises à cette action érosive, les saulaies-peupleraies pionnières évoluent vers la forêt à bois dur.

- Les forêts à bois dur (avec persistance possible de quelques espèces à bois tendre) : elles sont installées en retrait par rapport aux forets à bois tendre ou directement en bordure des cours d'eau (ripisylves plus ou moins étroites). Il s'agit d'habitat jouant un rôle fondamental dans la fixation des berges et sur le plan paysager.
  L'habitat de forêts mixtes à *Quercus robur*, *Ulmus laevis*, *Ulmus minor*, *Fraxinus excelsior* ou *Fraxinus angustifolia*, riveraines des grands fleuves (*Ulmenion minori*) (UE 91F0) est constitué de « chênaies-ormaies » pouvant présenter un type d'habitat pionnier avec le Peuplier blanc (*Populus alba*), installées sur les terrasses alluviales inondables des fleuves ou grandes rivières (Photo 8). Elles représentent les forêts riveraines les plus mûres que l'on puisse observer au niveau des lits majeurs des cours d'eau. On les retrouve dans certaines zones déprimés soumises à des crues dues à la remontée de la nappe. Ce sont des forêts à bois dur qui sont généralement associées à des forêts à bois tendre auxquelles elles peuvent succéder dans le temps après des perturbations causées par la dynamique du fleuve (ou par l'homme) (Bensettiti *et al.* (coord.), 2001).

Photo 8 : Peupleraies blanches-Frênaies rhénanes (UE 91F0-1), Haut-Rhin, ©A. Lagrave

Nous préconisons l'utilisation de la méthode uniquement pour les forêts à bois dur, car la dynamique rapide des forêts à bois tendre liées aux crues mériterait un travail plus approfondie pour pouvoir inclure également la dynamique de l'hydrosystème dans l'évaluation. De plus, il y existe des méthodes qui concernent particulièrement les forêts alluviales, notamment la méthode mise en place par Réserves naturelles de France (Commission scientifique et groupe Forêts de RNF, 2013).

Par contre la question se pose encore pour les galeries et fourrés riverains méridionaux (*Nerio-Tamaricetea* et *Securinegion tinctoriae*) (UE 92D0). En effet, il s'agit bien de végétations riveraines mais qui se développent au bord de ruisseaux intermittents ou à faible débit. De plus les surfaces concernées sont faibles, donc dans le doute nous déconseillons l'utilisation de la méthode pour évaluer ces habitats.

10.2.4. Cas des habitats à tendance agropastorale

10.2.4.1. Châtaigneraies [forêts de Castanea sativa (UE 9260)]

Photo 9 : Châtaigneraie (UE 9260), Lozère, ©A. Lagrave

La DHFF prend en compte les formations de Châtaignier issues de plantations anciennes. On les trouve ainsi essentiellement dans les Cévennes, les Pyrénées orientales, l'est de la région méditerranéenne française et la Corse (Photo 9). C'est en effet dans ces régions que la culture du Châtaignier remonte parfois jusqu'aux Romains. Malgré des périodes florissantes, aujourd'hui la châtaigneraie est à l'abandon, souffre du développement de parasites et sa conservation se heurte à de nombreuses difficultés. Au-delà d'un « simple » patrimoine naturel, il s'agit de conserver un patrimoine ethnologique, historique et paysager (Bensettiti *et al.* (coord.), 2001). La restauration des châtaigneraies existantes et des différentes pratiques anciennes que l'on souhaite soutenir ne pourra s'envisager que là où des acteurs sont disposés à les perpétuer.

Ce sont des habitats totalement dépendants des activités humaines, c'est ce qui constitue l'une de leur fragilité. Il est important de (Bensettiti *et al.* (coord.), 2001) :
- cibler les actions sur les stations où le châtaignier est à sa place écologiquement ;
- faire ressortir des objectifs précis : production de fruits, production de bois, nourriture pour les animaux ;
- limiter le développement des maladies : précautions à prendre lors des travaux de coupes ou d'élagage, réglementations sur l'écorçage des piquets. La conservation des châtaigneraies ne doit cependant pas être « passéiste ». Maintenir et constituer des vergers conservatoires avec des variétés traditionnelles est important, ne serait-ce que dans une optique génétique. Cependant, il est nécessaire de réfléchir plus globalement à la (re)dynamisation d'une activité rurale, et de s'orienter vers des actions et débouchés nouveaux qui soient valorisants pour le Châtaignier, l'aire concernée et les gestionnaires.

10.2.4.2. Les suberaies [forêts de *Quercus suber* (UE 9330)]

Une approche assez similaire à celle des châtaigneraies, à la fois écologique et économique, est nécessaire. Les suberaies (Photo 10) reposent sur la présence d'une filière locale qui puisse perpétuer une activité humaine marginale. Avant toute relance d'une récolte de liège, il est nécessaire de s'appuyer sur une étude précise des possibilités et un état des lieux. Il est notamment important de s'assurer du « potentiel liège », de l'adaptation des stations, de savoir s'il s'agit d'un peuplement ayant déjà subi le passage du feu et d'examiner la structure du peuplement, sa densité, sa composition (Bensettiti *et al.* (coord.), 2001).

Photo 10 : Suberaie (UE 9330), Plaine des Maures (Var), ©A. Lagrave

Pour ces deux types d'habitat, il conviendra donc de prendre en compte la dépendance aux activités humaines de leur dynamique. En effet, nous nous sommes inspirés du fonctionnement des forêts à caractère naturel (cf. tome 1, chap. 2, §8) afin de mettre en place cette méthode d'évaluation de l'état de conservation. Il y a ici changement de postulat, il conviendrait donc de nuancer l'évaluation en tenant compte de ce changement.

10.3. La forêt méditerranéenne

La forêt méditerranéenne est différente des autres types de forêts présentes en France à bien des égards, c'est pourquoi nous avons longtemps réfléchi à la possibilité de créer dans cette méthode un module particulier pour les habitats forestiers méditerranéens, et/ou pour les habitats forestiers en région méditerranéenne. Les discussions avec les experts (notamment sur le terrain) et au cours des comités de pilotage ont permis d'aboutir à la conclusion que le fonctionnement écologique (de manière très générale) de la forêt méditerranéenne étant assez similaire à celui des forêts tempérées, il n'est pas nécessaire de créer un module particulier dédié à ces types d'habitats, mais que la prise en compte des particularités du milieu méditerranéen dans les critères existants étaient « suffisants » afin de pouvoir évaluer correctement l'état de conservation. Notamment les différences dans les conditions stationnelles entre les forêts tempérées et les forêts méditerranéennes entraînent des différences dans la productivité des forêts, ce qui nous pousse à prendre en compte ces spécificités notamment dans les valeurs-seuils de certains critères de la méthode (cf. tome 2). Cependant, les stress et les perturbations spécifiques et parfois fréquents à la forêt méditerranéenne, comme nous l'avons déjà précisé (cf. tome 1, chap. 2, §8.4) ne sont pas pris en compte directement dans la méthode. Néanmoins, leur importance majeure dans la dynamique de ces forêts implique que ces spécificités soient prises en compte dans la gestion. C'est pourquoi nous avons résumé très succinctement en quelques pages les caractéristiques climatiques et édaphiques, ainsi que les stress et perturbations les plus spécifiques et fréquents à la forêt méditerranéenne.

10.3.1. Conditions stationnelles

Les spécificités de ces milieux sont bien connues et étudiées depuis le début du XIXème siècle (Fesquet, 1998). Climatiquement, la région méditerranéenne est caractérisée essentiellement par l'existence d'une sécheresse estivale et de précipitations très irrégulières. En matière de relief et de sols, elle oppose des montagnes et collines aux pentes souvent fortes, et aux sols fréquemment superficiels et sensibles à l'érosion, à des plaines parfois marécageuses (Tillier, 2011). Le climat méditerranéen se caractérise par trois aspects : un photopériodisme saisonnier et quotidien, qui le distingue des climats intertropicaux, une sécheresse estivale, qui le distingue des climats océaniques et continentaux, et un régime pluviométrique très irrégulier avec une pluviosité concentrée sur la saison hivernale. Ainsi, plus qu'ailleurs les rythmes biologiques y sont autant gouvernés par le rythme des températures que le rythme des précipitations. Il existe une sécheresse méditerranéenne mais les climats méditerranéens ne sont pas des climats secs. C'est l'irrégularité des précipitations, avec des minima en été, qui est à l'origine de la sécheresse, c'est-à-dire de la présence de 1 à 3 mois secs (au sens de Gaussen) dans le sud de la France. À ces étés très secs succèdent des automnes très arrosés (40% du total annuel en trois mois). Les sols méditerranéens présentent une grande diversité en raison de la grande variabilité des facteurs naturels (climat, végétation, physiographie, géologie et lithologie) qui conditionnent leur formation et leur répartition. C'est ainsi une végétation spécifique et adaptée, c'est-à-dire xérophile (adaptée à la sécheresse), thermophile (adaptée à la chaleur) et frugale (adaptée aux sols pauvres) qui s'est installée. Les espèces arborées rencontrées en région méditerranéenne diffèrent de celles présentes ailleurs en Europe sous des conditions de précipitations et de températures moyennes annuelles similaires (Tillier, 2011).

10.3.2. Passé et présent de la forêt méditerranéenne

La plupart des historiens s'accordent à estimer que l'impact anthropique fût très important sur les écosystèmes forestiers du pourtour méditerranéen, et ce depuis plusieurs milliers d'années (Thirgood, 1981 ; Braudel, 1986), même si Meiggs (1982) tend à minimiser ces déstructurations environnementales. L'ampleur des perturbations anthropozoogènes (l'homme et ses animaux domestiques) a été confirmée par de multiples études paléoécologiques (voir par exemple les synthèses de Pons et Quézel, 1985 ; Vernet, 1997) (Quézel et Médail, 2003). **Le triptyque agriculture-feux-pâturage** a eu une influence précoce et prépondérante dans l'évolution des écosystèmes méditerranéens. À l'heure actuelle, parmi les régions de plus forte biodiversité du globe, le bassin méditerranéen se positionne dans le peloton de tête en ce qui concerne la densité moyenne de population avec 111 personnes/km² en 2000 (Cincotta et Engelman, 2000). Dès lors, il est indispensable de prendre en compte les perturbations anthropiques et d'intégrer ces facteurs dans la compréhension de la dynamique des écosystèmes forestiers et de leur capacité de résilience. Les effets des perturbations anthropozoogènes sur les écosystèmes forestiers sont directement liés à leur permanence, à leur fréquence, et à leur intensité (Quézel et Médail, 2003).
La forêt méditerranéenne, qui réunit les régions administratives Languedoc-Roussillon, Provence-Alpes-Côte d'Azur et Corse, occupe presque 20 % de la surface forestière française. Son taux de boisement de 49% est très supérieur au 30% de de couverture à l'échelle nationale (IFN, 2014). Malgré un faible volume de bois sur pied (11% du total français) dû à la sécheresse globale du climat, la forêt méditerranéenne est en plein dynamisme, conquérant les terrains de parcours abandonnés pour les transformer en espaces boisés (augmentation de 29% de la surface forestière entre 1985 et 2005-2006) (Rameau *et al.,* 2008).

Le tableau 5 résume en partie les différences entre les conditions stationnelles et les usages des forêts de plaine ou colline, et des forêts méditerranéennes.

Tableau 5 : Eléments de comparaison de la forêt méditerranéenne et forêts de plaines et collines (Tillier, 2011)

	Forêt de plaine ou de colline	« Forêt méditerranéenne »
Conditions naturelles		
Climat	Apport régulier d'eau pendant la saison de végétation.	Sécheresse estivale : déficit hydrique pendant la longue saison de végétation.
Relief	Relief peu contraignant : accès et réalisations de travaux facilités.	Relief contraignant : la forêt est implantée sur des pentes fortes à très fortes rendant l'accès et la réalisation d'opérations forestière difficiles.
Sols	Généralement plus riches et présentant peu de contraintes sauf localement avec l'hydromorphie.	Souvent superficiels, pauvres et fragiles car sensibles à l'érosion.
Végétation et espèces présentes	Forêts fermées (futaies, taillis ou mélange futaie/taillis) dominées par les feuillus. Essences caduques à croissance plus ou moins rapide.	Forêts fermées et forêts ouvertes, matorrals, dominées par les feuillus. Essences frugales, sclérophylles, thermophiles voire xérophiles à croissance très lente. Important endémisme des très nombreuses espèces présentes.
Usages		
Historique, types de forêt	Forêt de subsistance jusqu'au milieu du XIXème siècle puis futaies réglées à bois d'œuvre et plus récemment forêt-loisirs.	Forêt de subsistance jusqu'au milieu du XXème siècle puis forêt-friche/forêt-sanctuaire.
Production et récolte de bois	90 % des forêts de production réellement utilisées pour la production de bois. Production biologique de 7 m^3/ha/an. Récolte commercialisée de 2,4 m^3/ha/an (35 % de la production) dont 60 % de bois d'œuvre. Récolte autoconsommée de 1,75 m^3/ha/an.	40 % des forêts de production réellement utilisées pour la production de bois. Production biologique de 3,1 m^3/ha/an. Récolte commercialisée de 0,6 m^3/ha/an (20 % de la production) dont 47 % de bois d'œuvre. Récolte autoconsommée non estimée.
Importance de la filière, emplois	43 entreprises d'exploitation et/ou de sciage pour 1000 ha. 2,4 emplois permanents pour 1000 ha.	3,6 entreprises d'exploitation et/ou de sciage pour 1000 ha. 0,7 emplois permanents pour 1000 ha.
Utilisation agricole	Inexistante ou presque.	Pâturage des forêts ouvertes (dans le cadre de la PFCI essentiellement).
Accueil du public	Fréquentation importante par les populations locales et extra locales pour la pratique de la promenade, d'activités sportives ou d'observations de la flore et de la faune.	

10.3.3. Les perturbations et stress les plus fréquents en forêt méditerranéenne

10.3.3.1. La grande faune (domestique ou sauvage) en forêt

Conséquences fonctionnelles de la prédation et de l'herbivorie

Les populations animales sont susceptibles d'engendrer des effets assez importants vis-à-vis des végétaux, puisque les invertébrés ou les vertébrés peuvent agir au niveau des graines présentes encore sur le végétal (prédation pré-dispersion) ou des graines déjà dispersée (prédation post-dispersion), mais aussi tout au long du cycle de vie de la plante par des actions mécaniques directes, du fait de la consommation de tissus végétaux (herbivorie ou phytophagie). De nombreux travaux ont mis en évidence, chez un végétal donné, la corrélation négative existant entre la présence de moyens de défense contre les herbivores et son taux relatif de croissance maximal (Quézel et Médail, 2003).

Prédation et herbivorie tiennent une place souvent déterminante dans l'organisation des populations et des communautés végétales (Zamora *et al.,* 1999), car elles facilitent le partage des ressources et de l'espace dès lors que ce dernier est suffisamment hétérogène. Elles favorisent aussi la coexistence entre espèces (Hulme, 1996), en raison de leur rôle diversifiant et stabilisant. Elles ont donc une influence sur la distribution et l'abondance des organismes et des populations aux échelles locale et régionale. De plus, en empêchant certaines plantes de monopoliser les ressources disponibles à leur seul profit, elles peuvent déterminer une diversité végétale (Quézel et Médail, 2003).

L'hypothèse de Fretwell-Oksanen stipule que l'influence des animaux sur la végétation dépend de la productivité de l'habitat considéré (Grime, 2001). En situation de faible productivité, le recouvrement des végétaux ou leur palatabilité est trop réduit pour autoriser la présence de nombreux herbivores. En revanche, une productivité moyenne conduit à l'augmentation des herbivores qui vont contrôler la quantité et la qualité de la végétation. Enfin, quand la productivité est optimale, les herbivores sont suffisamment nombreux pour servir de ressources à des prédateurs qui vont indirectement offrir une protection aux végétaux d'assez grande taille et généralement

peu toxiques. Si on applique ce schéma aux forêts méditerranéennes qui se caractérisent le plus souvent par une productivité moyenne, l'impact de l'herbivorie doit être potentiellement élevé (Quézel et Médail, 2003).
La prédation par herbivorie est susceptible de jouer un rôle dynamique important au sein des forêts, puisque les régénérations passent par un stade juvénile très vulnérable et dépendent aussi de banques aériennes de plantules ou de jeunes individus. La consommation totale des jeunes cohortes ou des méristèmes des individus un peu plus âgés, notamment de l'apex, ont des effets disproportionnés en regard de la biomasse consommée (Izhaki et Ne'eman, 1996). L'influence des herbivores s'avère donc déterminante. La mise au point d'un modèle de simulation de la dynamique forestière face au pâturage d'ongulés (cerf élaphe, chevreuil, vache, cheval) suggère ainsi que le broutage sélectif des plantules de ligneux conduit à des changements majeurs dans la composition et la structure de forêts tempérées, même si ces herbivores sont en densité réduite : sur 100 ha, une population de sept chevreuils supprime la régénération des chênes caducifoliés et dix cerfs élaphes auront un profond impact sur la dynamique forestière globale (Jorritsma et al., 1999) (Quézel et Médail, 2003).

Photo 11 : Mouflon mâle, ©B. Mahlinger

On peut postuler que les conséquences de l'herbivorie par les vertébrés seront en particulièrement drastiques en bioclimat méditerranéen, en raison des vitesses réduites de croissance de la plupart des végétaux soumis à de fortes contraintes (Zamora *et al.,* 2001). Mais la forte variabilité spatio-temporelle des pressions d'herbivorie rend caduque toute tentative de généralisation, puisque les conséquences dynamiques vont dépendre de la nature des protagonistes en jeu, de la densité des herbivores et du type de peuplement forestier. Les pressions d'herbivorie varient également nettement selon les vertébrés impliqués (Cuartas et Garcia-Gonzalès, 1992).

Gestion sylvopastorale

En forêt méditerranéenne, on retrouve trois grands types de grande faune en forêt. Les ongulés et lagomorphes sauvages, les animaux domestiques en divagation, et les animaux domestiques en parcours gérés (sylvopastoralisme).

Les ongulés et lagomorphes sauvages présents en forêt méditerranéenne sont soumis (ou non parfois selon les régions) à plan de chasse, la gestion cynégétique dans ce contexte ne diffère pas de celle qu'on trouve en forêt tempérée, nous ne développerons pas plus ce point.

Les animaux en divagation sont des animaux en parcours libre non gérés ou retournés à l'état sauvage. Notamment en Corse, cette situation engendre de plus en plus de conflits d'usages, les enjeux sur la forêt étant aussi de plus en plus nombreux. D'une part, la présence de bétail en forêt peut être un facteur limitant au développement de la faune sauvage, car elle engendre une compétition à la fois trophique et territoriale (par exemple à cause du dérangement) et elle peut favoriser les épizooties (entre porcs et sangliers par exemple). D'autre part, la divagation des bovins peut durer toute l'année provoquant une certaine pression sur les jeunes arbres et la régénération, avec parfois un abroutissement généralisé des essences feuillues. Cette pression oblige dans certains cas à apposer des enclos de régénération, ce qui créé un surcoût pour le propriétaire. Quelques herbacées, telles que les carex, peuvent également être touchées notamment au niveau des zones humides où le milieu peut être perturbé par piétinement et augmentation de la charge organique. Cette pression sur les feuillus est d'autant plus importante que la strate herbacée, beaucoup plus appétente (graminées), est très peu présente sous couvert forestier (ONF, 2011).
Par ailleurs, des problèmes sanitaires peuvent apparaître, concernant principalement la qualité de l'eau potable, notamment en Corse. L'eau peut en effet être polluée par une trop forte charge organique (fèces) ou par la

présence de cadavre d'animaux en amont d'un captage d'eau. Ces problèmes rendent impératif le respect de la réglementation et de la sécurisation des captages pour l'eau potable (création et entretien des infrastructures réglementaires). Enfin, l'augmentation de la fréquentation des forêts notamment en Corse génère un phénomène relativement nouveau qui, bien que marginal, devient préoccupant : des accidents avec ces animaux ont été notés, tels qu'accidents de la circulation, charge de taureau ou de vache ou encore morsures de porcs attirés par la nourriture (ONF, 2011).

En région méditerranéenne, le sylvopastoralisme contemporain a trouvé son premier terrain d'expérimentation et de développement dans les massifs forestiers sensibles aux risques d'incendie. Mais les questions touchant à l'association raisonnée entre forêt et pâturage s'étendent à bien d'autres espaces boisés, où les préoccupations de la DFCI (Défense des forêts contre l'incendie) sont secondaires (voire absentes), et où les objectifs de production ou de protection priment (Legeard *et al.*, 1997).
La gestion sylvopastorale demande une bonne connaissance des pratiques de pâturage et de la sylviculture liée à l'aménagement forestier. Il convient également de conjuguer les deux modalités dans la durée. La compatibilité entre impératif forestier (régénération des forêts, exploitation) et pâturage (répartition de la pression de pâturage, préservation du potentiel fourrager) se fait à l'échelle d'unités pastorales, qui sont des entités de gestion à part entière et peuvent être des unités territoriales louées à un ou plusieurs bergers pour faire pâturer leurs troupeaux. Elles dépassent donc la notion de l'habitat au sens de la DHFF et s'appliquent le plus souvent à une mosaïque d'habitats (espaces forestiers, espaces ouverts et semi-ouverts). La logique d'unité pastorale implique donc de raisonner en complexe pastoral et forestier et non à l'échelle stricte de l'habitat (Bensettiti *et al.* (coord.), 2001).
Associer sylviculture et pastoralisme est possible, et même souhaitable dans bon nombre de cas. La littérature de plus en plus abondante à ce sujet en est un des marqueurs.

10.3.3.2. Incendies

Parmi les perturbations affectant les forêts méditerranéennes, les incendies occupent une place prépondérante et leur rôle dans les dynamiques végétales s'avère souvent majeur (Trabaud et Lepart, 1980 ; Barbero *et al.*, 1987a ; Trabaud, 1987) (Quézel et Médail, 2003).
À l'échelle des communautés, les réponses post-incendies sont complexes et variées, souvent sous l'étroite dépendance des modes d'usage des terres passés (Barbero *et al.*, 1987a ; Trabaud, 1993a). Beaucoup de structures et d'architectures préforestières à sclérophylles doivent leur organisation à l'action des incendies lorsqu'ils se répètent à des pas de temps de quelques décennies. De nombreuses séquences post-incendies comportent des espèces dont les aptitudes colonisatrices montrent de fortes affinités dans leurs stratégies démographiques avec celles des stades initiaux des successions primaires et secondaires, c'est le cas par exemple de nombreuses espèces appartenant aux Fabaceae, dont les germinations sont favorisées par le passage du feu (Tarrega *et al.*, 1992 ; Arianoutsou et Thanos, 1996), et qui vont à leur tour faciliter la cicatrisation des communautés incendiées du fait de leurs capacités à fixer l'azote atmosphérique (Quézel et Médail, 2003).
La plupart des travaux insistent sur les puissantes capacités de résilience de certaines forêts sclérophylles et des matorrals méditerranéens qui mettent environ 5 ans pour atteindre une structure et une composition floristique initiales voisines de celles avant incendie (Trabaud, 1993b). La résilience élevée s'explique principalement par la régénération végétative de nombreux ligneux méditerranéens. Mais pour les structures forestières matures dominées par les feuillus ou les ligneux ne recépant pas, le temps de résilience post-incendie s'accroît nettement. En l'absence de données temporelles suffisantes, il parait donc raisonnable d'avancer une durée de quelques décennies au moins pour retrouver des forêts matures, structurellement et floristiquement similaires à celles initialement présentes avant incendie (Quézel et Médail, 2003).

10.3.3.3. Zoom sur un pathogène exogène : La cochenille du pin maritime (*Matsucoccus feytaudii*)

Cet insecte inféodé au pin maritime (*Pinus pinaster*) a provoqué la destruction massive des forêts de pin maritime des Maures et de l'Estérel sur environ 120 000 ha à partir de 1957, et fut détecté en Corse dans la région de Ponte-Leccia en 1994. Il fut confirmé en 2005 l'hypothèse d'une introduction récente (Jactel *et al.,* 2005). La colonisation des forêts de pin maritime en Corse est lente, mais régulière et il est à ce jour observé que 10 ans après l'infestation, le taux de mortalité des arbres varie de 20 à 50 %. Le risque de dépérissement important des peuplements de pin maritime sur les 4 à 6 décennies à venir est quasi certain et l'infestation complète est estimée à l'horizon 2030 à 2050 (Jactel *et al.,* 2008) (ONF, 2011).

Le non usage des écosystèmes forestiers et leur quasi-continuité géographique résultant de leur extension ont imposé à certaines essences, comme les pins, de faire face à une concurrence interspécifique à laquelle ils étaient peu adaptés. Ceci peut engendrer des modifications de leur équilibre phytosanitaire ; ainsi Schvester et Fabre (2001) avancent l'hypothèse de la transformation des structures de pinèdes de *Pinus pinaster* et leur non-gestion pour expliquer l'extension de *Matsucoccus feytaudii*, phytophage Homoptère qui a engendré des très forts dégâts aux peuplements de France métropolitaine (Photo 12). De même, l'existence de taillis de vastes surfaces et non exploités de *Quercus ilex* et *Quercus pubescens* de mêmes âges pourrait être un facteur favorable, en l'absence de séparation géographique, à l'explosion des populations de Tordeuse (Quézel et Médail, 2003).

En l'état des connaissances, il est déjà constaté que des modifications de phénologie, de distribution et de dynamique des populations d'insectes sont en cours en Corse. Mais les effets directs et indirects du changement climatique sur ces dernières ainsi que l'ensemble des interactions entre les différents facteurs rendent difficilement prédictible l'évolution des impacts sur les écosystèmes forestiers (Candau, 2008). Les études paléo-écologiques montrent en effet que les écosystèmes et les espèces qui les constituent sont en adaptation permanente. En ce sens, pour les espèces d'insectes indigènes dites « ravageuses », leur rôle dans la sélection naturelle et, par extension leur participation au bon fonctionnement des écosystèmes forestiers devraient être mieux pris en considération et non pas uniquement étudiés en terme de dégâts aux ressources forestières utiles aux activités humaines. La question de « comment remédier à ce risque ? » est aujourd'hui très peu traitée, car certaines solutions ont de très fortes probabilités de présenter certains antagonismes avec la politique économique développée actuellement (libéralisation des échanges, concentration et intensification et uniformisation des productions…). La pénétration par les échanges commerciaux n'est cependant plus à démontrer. Des solutions existent, mais peuvent parfois se révéler particulièrement contraignantes. Il sera néanmoins nécessaire de planifier des actions réalistes afin de limiter ces risques d'introduction de tels fléaux. En ce sens, le maintien et le développement des réseaux de suivi et de surveillance des risques apparaît comme incontournable afin de pouvoir agir le plus rapidement possible en cas d'introduction (ONF, 2011).

Photo 12 : Dégâts de la cochenille du pin maritime

10.3.4. Les tendances dynamiques actuelles des forêts méditerranéennes peu perturbées

La baisse des pressions anthropiques s'exerçant surtout sur les arrière-pays et les reliefs de la partie septentrionale du bassin méditerranéen conduit de plus en plus fréquemment à une progression et maturation des forêts méditerranéennes (Barbero *et al.,* 1990 ; Tatoni *et al.,* 1999). À ce phénomène s'ajoutent les conséquences probables des changements climatiques, notamment les effets positifs de l'augmentation du CO_2 atmosphérique sur la productivité, déjà mis en évidence chez plusieurs ligneux méditerranéens comme *Quercus ilex* (Hättenschwiler *et al.,* 1997) et *Q. pubescens* (Rathgeber *et al*., 1999) (Quézel et Médail, 2003). L'abandon des terres agricoles et de parcours conduit à un puissant développement spatial des ligneux qui concurrencent et font régresser les écosystèmes à couverture végétale réduite, en premier lieu les pelouses.

Ainsi on assiste globalement (Quézel et Médail, 2003) :

- À une homogénéisation des structures de végétation et de la flore, où les éléments méditerranéens tendent à être remplacés par des espèces médio-européennes à plus vaste répartition ;
- À des déséquilibres écologiques (grands incendies, acidification du sol, augmentation des densités de phytophages) induit par l'extension des conifères souvent favorisés par les forestiers ;
- À une diminution de la diversité végétale en espèces héliophiles, imputable à la prédominance de certains taxons compétiteurs très dynamiques de type chaméphytique ou lianescent (*Smilax aspera, Rubia peregrina, Clematis flammula, Rubus div. sp*.) ou des espèces à stratégie d'inhibition allélopathique (*Rosmarinus, Cistus, Thymus*).

CHAPITRE 3 – De la version 1 à la version 2 : construction de la méthode d'évaluation de l'état de conservation

Après avoir présenté les définitions et concepts, ainsi que les aspects écologiques fondamentaux indispensables à l'élaboration d'une méthode d'évaluation de l'état de conservation, dans ce troisième chapitre nous présentons l'historique du projet, de sa première version à la version actuelle, mais aussi les perspectives d'amélioration, ainsi que les sources d'informations et les choix opérés par indicateur pour cette version 2.

11. Contexte de l'étude, rappel des objectifs et perspectives d'amélioration

11.1. Historique du projet d'élaboration d'une deuxième version

En 2009, une première méthode d'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers à l'échelle du site avait été élaborée conjointement par le SPN et l'ONF (Fig. 10). Après plusieurs années d'utilisation, il est apparu important de la faire évoluer à partir des retours d'expérience, de la nouvelle littérature scientifique disponible, mais aussi de l'avis des experts et acteurs du monde forestier. Grâce à un partenariat entre le Ministère de l'agriculture, de l'agroalimentaire et de la forêt (MAAF), le Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie (MEDDE), l'Office national des forêts (ONF), le Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle (MNHN) et l'Institut national de l'information géographique et forestière (IGN), un travail en 2013 a permis d'aboutir à un état des lieux des travaux à réaliser et à des premières propositions d'amélioration. Parallèlement depuis 2010 des travaux ont été menés par le MNHN-SPN sur d'autres grands types d'habitats permettant d'améliorer le processus d'élaboration des méthodes d'évaluation. En 2014 une phase de terrain et de rencontre des acteurs a été spécialement dédiée aux forêts méditerranéennes, et enfin en 2015, des analyses statistiques ont été faites sur environ 7600 données récoltées par l'IFN pour lesquelles une donnée habitat était disponible. L'ensemble de ces travaux ont permis de mettre en place une version 2 de la méthode d'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers.

Figure 10 : Version 1 de la méthode d'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers (Carnino, 2009)

L'objectif de ce travail est la mise à disposition d'informations permettant d'éclairer le gestionnaire sur l'écologie des habitats présents dans son site, et de lui proposer des indicateurs afin de le renseigner sur les facteurs les plus importants à prendre en compte dans l'état de conservation de ces milieux. Nous cherchons à établir pour tous les opérateurs une base commune pour évaluer l'état de conservation des habitats forestiers français sur tout le territoire métropolitains, et sur tout le territoire. Plus de précisions sont données dans le premier chapitre de ce tome (cf. tome 1, chap. 1, §1.2).

Cette méthode est à l'intention de gestionnaires de sites Natura 2000, qui ne sont donc pas tous des agents forestiers. Les profils des animateurs de site sont assez divers, notamment selon les problématiques principales identifiées dans les sites. Elle doit donc rester simple d'utilisation et assez rapide d'utilisation, d'où découle un compromis coût/efficacité (cf. tome 1, chap. 1, §3.2). Néanmoins, afin notamment de pouvoir valoriser certaines informations couramment récoltées par les forestiers et présentes dans la majorité des documents de gestion forestière, nous proposons parfois deux alternatives pour certains indicateurs (cf. tome 2).

11.2. Perspectives d'amélioration de la méthode

Dans le chapitre 2, nous avons développé le cas des forêts à caractère naturel pour réfléchir à l'état optimal souhaité (objectif à long terme), néanmoins elles ne constituent pas l'état favorable choisi, la synthèse bibliographique nous permet de mettre en évidence : premièrement les paramètres importants à prendre en compte pour l'évaluation de l'état de conservation, et deuxièmement les valeurs-seuils et les notes associées pour effectuer l'évaluation. Pour cela, il est important d'avoir une bonne connaissance de l'état actuel des forêts françaises. Nous avons commencé à effectuer des analyses sur les données de l'inventaire forestier national (IGN), malheureusement nous ne disposons pas, par habitat, à ce jour de données suffisantes pour établir des chiffres réels sur les habitats forestiers français. Cependant, il s'agit d'une de nos ambitions pour la version 3 de cette méthode. En effet, à terme grâce au dispositif de l'IGN (cf. tome 1, chap. 3, §13.3), nous disposerons d'assez de données (et réparties par habitat) pour avoir une vision claire de l'état des forêts françaises, et pour mettre en évidence (en lien aussi avec la biogéographie) l'existant, et choisir ainsi de manière plus assurée le niveau d'exigence pour l'état de conservation des habitats forestiers français.

11.3. La cohérence entre toutes les méthodes

L'approche méthodologique proposée dans les différentes méthodes mises en place par le MNHN est commune à tous les grands types d'habitats. En effet, cela est un objectif important et un avantage fort afin de pouvoir à terme évaluer ensemble de manière globale et synthétique tous les habitats d'un écocomplexe à une échelle donnée. C'est pourquoi nous avons veillé pour cette version 2 à assurer une cohérence forte avec les autres méthodes déjà mises en place (Carnino, 2009 ; Lepareur, 2011 ; Goffé, 2011 ; Viry, 2013 ; Lepareur *et al.*, 2013 ; Maciejewski *et al.,* 2015 ; Charles *et al.,* 2015).

En effet, il faut noter que la conservation et la gestion des habitats nécessitent la mise en place de typologies d'habitat (cf. tome 1, chap. 2, §7), permettant de partager un langage commun, gage de réussite dans la recherche de consensus entre les différents acteurs des sciences de la conservation. Cependant même si créer des types et donc borner la définition de chaque habitat permet d'assoir leur existence, cela peut aussi contribuer à figer notre vision des milieux naturels, qui sont pourtant dynamiques et en perpétuelle évolution. C'est pourquoi l'évaluation à l'échelle d'un écocomplexe permettrait de pallier en partie cet aspect fixiste (notamment en intégrant directement la dynamique comme propriété intrinsèque de l'écocomplexe). L'évaluation des habitats serait alors envisagée comme une des briques élémentaires du diagnostic à l'échelle d'un plus grand écosystème, une approche méthodologique commune devenant donc indispensable pour ce changement d'échelle (Maciejewski *et al.*, 2016) (cf. tome 1, chap. 3, §15)

12. La méthode pour évaluer l'état de conservation des habitats et le panel de concept et d'outil existant

La forêt française recouvre 30 % du territoire (IFN, 2014) et réunit des acteurs variés autour d'elle. Selon l'intérêt porté à un site et les enjeux qui en découlent, différentes méthodes ont déjà été produites pour évaluer différents aspects écologiques des forêts. Nous présentons ici les différences et complémentarités entre la méthode d'évaluation de l'état de conservation des habitats avec quelques méthodes et protocoles existants.

Aucunes des méthodes présentées ici ne s'opposent, en effet nous cherchons à montrer que, comme rappelé dans le chapitre 1, on doit choisir une méthode et un protocole selon la question que l'on se pose (objectif), l'objet, l'échelle et le contexte d'évaluation, et enfin selon les moyens (techniques et financiers) dont on dispose.

12.1. L'état de conservation des habitats et l'évaluation du degré de naturalité

Nous avons vu que l'évaluation nécessitait de mettre en place des valeurs-seuils, ou de référence (cf. tome 1, chap. 1). Nous proposons de mettre en place deux références : l'état optimal souhaité, qui est l'état objectif (théorique) vers lequel on veut tendre à long terme, et l'état favorable choisi, qui est le seuil au-delà duquel on considère un habitat en état de conservation favorable. Dans le chapitre 2, nous avons écrit qu'implicitement, pour les habitats forestiers « naturels », sans leur accorder un caractère primaire (Vallauri *et al.* (coord.), 2005), l'état optimal théorique peut correspondre aux forêts à caractère naturel car elles ont une pérennité dans le temps qui a été avéré, même si nous ne connaissons pas ou partiellement les états antérieurs, ni les stress et pressions qu'elles ont subi jusque-là, donc des forêts avec un degré de naturalité élevé. Cependant, le seuil d'état favorable que l'on choisit correspond à un état qui prend en compte l'état actuel des forêts françaises, et notamment les enjeux socio-économiques existants, car l'objectif de la DHFF est « de *favoriser le maintien de la biodiversité, tout en tenant compte des exigences économiques, sociales, culturelles et régionales* ». De plus, nous considérons que l'influence des activités humaines est importante et omniprésente depuis des siècles notamment en Europe de l'ouest, mais également rémanente puisque l'occupation du sol à l'époque gallo-romaine a encore un impact fort sur la biodiversité et la fertilité forestières actuelles (Dupouey *et al.,* 2002 ; 2007 ; Cateau *et al.*, 2015). Nous nous inspirons donc des travaux sur la naturalité pour réfléchir et mettre en place des indicateurs sur le fonctionnement des écosystèmes forestiers, néanmoins l'objectif de la DHFF n'est pas de maximiser la naturalité. Ce constat est appuyé par la présence dans les annexes de la DHFF d'habitat d'intérêt communautaire que l'on peut qualifier de secondaires ou de « semi-naturels » (cf. tome 1, chap. 2, §7.2) pour lesquels la naturalité ne peut constituer la référence, et par l'ambition de mettre en place des méthodes avec des approches communes (cf. tome 1, chap. 3, §11.2) pour tous les types d'habitat.

Il s'agit en particulier d'une des différences entre l'outil proposé par le MNHN, et la méthode d'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers et écocomplexes alluviaux développée par Réserves naturelles de France parue en 2013 (Commission scientifique et groupe Forêts de RNF, 2013) (Fig. 11). Pour cette dernière, l'état de naturalité potentielle est en effet choisi comme l'objectif à privilégier pour les milieux forestiers. Elle s'approche en conséquence d'une évaluation du degré de naturalité. Et si cette méthode est inspirée de celle du MNHN, elle est néanmoins spécifique au réseau des réserves naturelles au sens où :

- elle s'intéresse à tous les habitats existants dans la réserve (certains pouvant avoir une forte valeur patrimoniale sans pour autant être visés par la DHFF)
- elle s'insère dans la démarche d'élaboration du « tableau de bord » des plans de gestion de réserves naturelles (elle fournit des clés d'interprétation permettant au gestionnaire d'évaluer ses actions de gestion au regard des objectifs de son plan)
- elle s'utilise à partir des données brutes, récoltées notamment via l'application du protocole de suivi dendrométrique des réserves forestières (PSDRF, Bruciamacchie, 2005). Ce protocole a pour finalité de décrire les peuplements protégés par les réserves forestières (réserves naturelles et réserves biologiques gérées par l'ONF principalement) de manière robuste et harmonisée. Son assise dendrométrique et le recours aux placettes permanentes permettent également de suivre efficacement l'évolution des caractéristiques des peuplements dans le temps (chaque cycle de mesure étant espacé d'une dizaine d'années) et dans l'espace, suivi particulièrement fin en ce qui concerne l'origine et le type de bois mort (arbres morts sur pied, chablis, volis).

Figure 11 : Méthode d'évaluation de l'état de conservation des habitats proposés par RNF (2013)

Il s'agit donc d'un protocole standardisé très puissant, mais relativement chronophage et qui demande une certaine technicité. La méthode de récolte de données préalable à l'utilisation de la méthode proposée par le

MNHN est moins lourde mais les résultats sont beaucoup moins robustes. Les compromis coût/efficacité (cf. tome 1, chap. 1, §3.2) de chaque méthode sont différents, ils sont à mettre en lien avec les objectifs et les moyens des opérateurs.

Tous les documents sont en téléchargement sur le site internet des Réserves naturelles de France : http://www.reserves-naturelles.org/publications.

Figure 12 : Guide pratique pour évaluer la naturalité (Rossi et Vallauri, 2013)

Il existe également une méthode d'évaluation de la naturalité des forêts mise en place par WWF (Rossi et Vallauri, 2013) (Fig. 12). La méthode proposée dans ce guide est fondée sur 4 objectifs principaux : approche intégrative étendue, description de tout le gradient d'expression de la naturalité, évaluation simple, pratique et rapide à mettre en œuvre, et complémentarité avec l'indice de biodiversité potentielle (IBP). L'analyse se fait à partir de 8 critères de naturalité : : diversité des espèces, des peuplements et des habitats associés, indigénat des arbres, structure du peuplement, microhabitats et habitats d'espèces, maturité du peuplement vivant et nécromasse, dynamique (stades de la succession et phases de la sylvigenèse), continuité dans l'espace (connectivité, trame vivante), ancienneté (continuité dans le temps). Au-delà de l'objectif d'évaluation qui est différent, l'échelle d'évaluation est également différente. En effet, cette méthode est destinée à évaluer l'échelle spécifique du peuplement forestier (< 10 ha, surface homogène).

12.2. L'état de conservation des habitats et l'évaluation de la biodiversité potentielle

L'indice de diversité potentielle (IBP) est un outil simple et rapide qui permet aux gestionnaires forestiers (Larrieu et Gonin, 2008) (Fig. 13) :

- d'estimer la biodiversité taxonomique ordinaire du peuplement au travers de l'évaluation de sa capacité d'accueil en espèces et en communautés, potentialité qui ne préjuge pas de la biodiversité réellement présente qui ne pourrait être évaluée qu'avec des inventaires complexes, non opérationnels en routine ;
- de diagnostiquer les éléments améliorables par la gestion.

L'IBP ne constitue pas une norme de gestion, mais un outil d'aide à la décision. Sa définition s'affine avec l'évolution des connaissances (d'où l'actualisation de l'IBP avec numérotation des versions). Cet outil s'apparente à un indicateur indirect et « composite », reposant sur la notation d'un ensemble de dix facteurs clés. La biodiversité potentielle correspond ici à la capacité d'accueil du peuplement, en lien avec ses caractéristiques actuelles, sans préjuger de la biodiversité réelle qui ne pourrait être évaluée qu'avec des inventaires complexes, non réalisables en routine. Cet indice permet de mettre en évidence les peuplements forestiers les plus intacts sur le plan écologique, sur des critères de continuité, de maturité et de complexité structurelle. Il permet également de visualiser la part de chaque facteur dans la biodiversité globale ; il sera alors possible de les prendre en compte dans les actes de gestion afin de conserver ou d'améliorer la biodiversité qui leur est associée. C'est une méthode d'évaluation simple (accessible à un non-spécialiste des différents groupes taxonomiques) et rapide (ne demandant pas d'inventaire), mais néanmoins pertinente car reposant sur des critères reconnus (Larrieu et Gonin, 2008).

L'IBP et l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers diffèrent à plusieurs niveaux :

- objet d'étude : l'IBP s'intéresse à la diversité taxonomique ordinaire alors que la méthode du MNHN évalue le fonctionnement d'un habitat et sa capacité à être pérennisé dans le temps.
- échelle d'analyse : l'IBP est conçu pour être utilisé à l'échelle du peuplement forestier, alors que la méthode proposée par le MNHN est destinée à évaluer les habitats qui peuvent regrouper plusieurs peuplements.

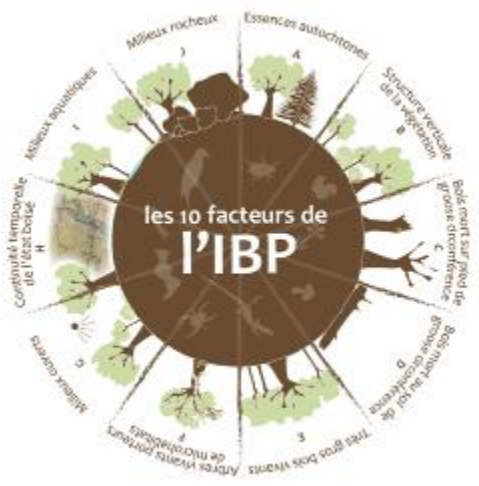


Figure 13 : Présentation de l'IBP

- méthodes de relevé : différentes méthodes peuvent être utilisées pour relever l'IBP, depuis le parcours rapide du peuplement jusqu'à l'échantillonnage systématique à l'aide de placettes. Dans tous les cas, les scores IBP sont issus d'estimation visuelle et non d'inventaire précis, ce qui n'exclut pas des mesures (par ex. pour vérifier la grosseur des arbres) ou des décomptes (par ex. le nombre d'arbres morts observés le long du parcours). La méthode proposée par le MNHN s'appuie toujours sur des inventaires réalisés sur des placettes d'échantillonnage qui peuvent être plus longs, mais aussi plus précis ave un biais observateur réduit (cf. tome 1, chap. 1, §3.2). On rappellera qu'au-delà des objectifs de chacune des méthodes, le compromis coût/efficacité doit être choisi au regard des besoins et des moyens des opérateurs.

L'IBP et l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers ont cependant des points de convergences :

- ce sont des outils de diagnostic qui ne préjugent pas des interventions qui seront réalisées ultérieurement, en fonction des objectifs recherchés.
- la diversité taxonomique ordinaire, objet de l'IBP, est en partie liée à l'état de conservation d'un habitat. Plusieurs facteurs sont communs, même si leurs appellations et descriptions diffèrent entre les deux méthodes (essences autochtones, bois mort, très gros bois vivant). Mais la relation entre les deux n'est pas toujours avérée, l'état de conservation favorable ne signifie pas forcément maximiser la richesse spécifique ni l'accueil potentiel en biodiversité (l'augmentation de l'un ou de l'autre ne signifiant pas une amélioration de la fonctionnalité comme précisé dans le chapitre 3 de ce tome, §15), c'est la conservation de chaque habitat à l'échelle européenne qui participe à la préservation de la biodiversité. Les méthodes sont donc différentes, et parfois complémentaires.

12.3. L'état de conservation des habitats et les services écosystémiques

Évaluer l'état de conservation d'un habitat nécessite d'évaluer la structure, la composition et les fonctions d'un habitat, qui sont interdépendantes (Noss, 1990). Les fonctions écologiques sont les processus biologiques qui ont lieu dans l'écosystème et qui résultent des interactions entre tous ses compartiments, alors que les services écosystémiques correspondent aux bénéfices retirés par l'homme de ces processus. Ainsi, les fonctions écologiques répondent à une vision éco-centrée, alors que les services écosystémiques renvoient à une vision anthropocentrée (directe ou indirecte) des écosystèmes et de leur fonctionnement (Costanza *et al.,* 1997). La méthode proposée évalue les fonctions indépendamment des bénéfices ou dommages qu'ils procurent à la société (cf. tome 1, chap. 3, §11.3.2) (Maciejewski *et al.*, 2016). Certaines études montreraient que préserver la biodiversité à un niveau suffisant pour pouvoir préserver les services écosystémiques serait sûrement insuffisant pour prévenir la perte de biodiversité, de plus cela requiert aussi des instruments de mesure différents (Feld *et al.*, 2009).

12.4. L'état de conservation des habitats et l'ancienneté de l'état boisé

L'ancienneté d'une forêt est la durée sans interruption de l'état boisé en un lieu. Cette qualité est indépendante de la gestion forestière passée et actuelle ayant modifié le peuplement (Dupouey *et al.,* 2002). Elle implique que le fonctionnement forestier, du peuplement comme du sol, n'a pas été interrompu durant cette période, par exemple par un défrichement et une mise en culture (labour), ces actions ayant un fort impact à long terme sur le fonctionnement de l'écosystème forestier. Ce terme correspond au terme anglo-saxon « ancientness » (Goldberg *et al.*, 2007 ; Peterken, 1977). Aujourd'hui, cette continuité de l'état boisé est évaluée le plus souvent de façon binaire (ancien/récent), grâce aux documents d'archives disponibles (cartes de Cassini, d'État-Major, documents

d'aménagement, etc.). Les qualificatifs « ancien » et « récent » sont attribués respectivement pour distinguer une zone boisée en continu depuis une date clé (Hermy et Verhyen, 2007) ou bien une forêt qui s'est constituée depuis cette date. Cette approche binaire est une simplification. Le choix de cette date est particulièrement important et doit être établi de façon raisonnée, fondé à la fois sur l'histoire et l'écologie de la région (Cateau *et al.*, 2015).
L'interruption de la continuité de l'état boisé a des conséquences sur les compartiments biotiques et abiotiques de l'écosystème forestier (Cateau *et al.*, 2015) : diminution immédiate de la présence de certains taxons forestiers, modification des compositions des assemblages et des compétitions interspécifiques (cela se prolonge dans le temps du fait de la capacité limitée de dispersion de certaines espèces), sur l'équilibre et la composition chimique des sols, ayant elle-même une influence sur la composition spécifique. Néanmoins, aucune caractéristique d'exploitation ou de non-exploitation, de maturité des peuplements ou d'avancement dans la succession écologique, n'est liée à cette définition.
D'après les cartes de Cassini, environ 29% de la surface forestière françaises serait ancienne (avant le milieu du XIXème siècle) (Cateau *et al.*, 2015). Nous considérons cette information comme une propriété intrinsèque du massif forestier, qui ne peut être changée. Nous savons que l'ancienneté de l'état boisé a des conséquences importantes sur l'écosystème forestier, cependant nous avons choisi de considérer l'évaluation de l'état de conservation des habitats comme un constat sur le présent, sans connaitre le passé et sans présager du futur (cf. tome 1, chap. 3, §11.3), de plus si nous intégrions cette propriété dans l'évaluation, 70 % des forêts françaises seraient exclues d'office. C'est pourquoi nous considérons l'ancienneté de l'état boisé comme une information et une propriété très importante de l'écosystème forestier, notamment pour des raisons de conservation au sens large, mais nous ne l'avons pas intégré à l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire.

13. Sources d'informations pour la version 2

La première étape du travail réalisé en 2009 fut une réflexion sur les concepts et définitions (elle a été la base et le point de départ du travail de redéfinition). Les aspects méthodologiques ont également été étudiés avec soin, c'est notamment dès cette version que le principe de note dégressive a été adoptée. Ensuite, une étude approfondie des textes législatifs, ainsi qu'une synthèse bibliographique sur la problématique a été réalisée (Dufrêne et Delescaille, 2003 ; Asael *et al.*, 2004 ; Guyonneau, 2004 ; Ellmauer, 2005 ; Michel, 2007 ; Bundesamt fur Naturschutz, 2000, etc.). Cette synthèse a permis de présélectionner un certain nombre de critères et indicateurs tenant compte des enjeux de conservation les plus importants pour les habitats forestiers au regard de leurs principales pressions et menaces. Ceci a ensuite été discuté avec divers experts [liste en annexe dans le guide d'application (Carnino, 2009)] afin de retenir les plus appropriés pour diagnostiquer l'état de conservation des habitats forestiers à l'échelle d'un site Natura 2000. Les valeurs-seuils des indicateurs ont été déterminées en s'inspirant le plus possible de la littérature mais pour certains indicateurs, la synthèse bibliographique effectuée au cours de cette étude n'ayant pas permis de trouver de références scientifiques pour ce contexte particulier (état de conservation, forêts pouvant être gérées), les seuils ont été fixés à dire d'expert. Ces critères et indicateurs ont ensuite été testés dans divers contextes (différents habitats des domaines continental et méditerranéen, différents types de gestion, évaluation pendant et après la cartographie), pour en tester la faisabilité et apporter les ajustements nécessaires (Carnino, 2009).

Pour cette version 2, nous présentons ici les différentes sources d'informations et de données nous ayant permis d'aboutir à ce document. Le travail le plus important réalisé ici concerne surtout les concepts et les définitions, ainsi que l'approfondissement des indicateurs en termes techniques et écologiques. En ce qui concernent les valeurs-seuils et les notes, nous avons notamment commencé à analyser des données provenant de l'inventaire forestier national (IFN), dans le but de pouvoir réaliser un état des lieux par habitat de l'état de conservation des forêts françaises, néanmoins les informations disponibles actuellement ne permettent pas encore de pouvoir établir un tel constat (cf. tome 1, chap. 3, §13.3). C'est pourquoi il s'agit là des perspectives de travail pour une version 3 de cette méthode (cf. tome 1, chap. 3, §11.2).

NB : la nouvelle littérature scientifique sur notre problématique parue depuis 2009 (date de parution de la version 1) a bien évidemment été recherchée et utilisée, mais ce travail de recherche bibliographique étant très classique, il n'est pas présentée ici.

13.1. Synthèse des retours d'expérience

Un appel avait été lancé fin 2012 à l'ensemble des structures ayant appliqué la méthode dans le but de recueillir des retours d'expérience sur des cas d'application, 30 ont pu être recensés (Fig. 14). Quatorze questionnaires de retour ont été retournés à l'ONF et au MNHN au 1er mars 2013. Une convention liant cinq organismes (MAAF, MEDDE, IGN, ONF et MNHN-SPN) avait été signée afin de financer et coordonner ce travail.

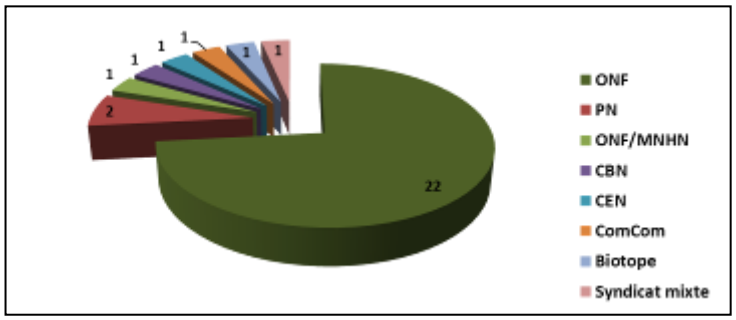


Figure 14 : Nombre d'applications de la méthode d'évaluation de l'état de conservation (version 1) entre 2009 et 2012 par type de structure

Les habitats d'intérêt communautaire concernés par ces évaluations couvraient la moitié des habitats forestiers présents en France. Parmi les habitats évalués figurent ainsi la plupart des habitats des forêts de l'Europe tempérée et des forêts de conifères des montagnes tempérées, ainsi que des forêts méditerranéennes à feuilles caduques et de conifères. Les domaines biogéographiques sont majoritairement le domaine continental, puis les domaines atlantique et méditerranéen. Un seul cas d'application concerne le domaine alpin.

Les retours d'expérience des utilisateurs ont constitué une première source d'informations sur la mise en œuvre de la méthode. Des experts et des structures ont également réalisé une analyse de la méthode et ont fait part de leurs conclusions. Dans un second temps, les questions soulevées par la méthode et identifiées au cours de la synthèse ont été approfondies pour identifier des pistes d'améliorations de la méthode. Différentes personnes ont été contactées en ce sens et huit entretiens ont été réalisés entre avril et juillet 2013. Suite à la synthèse des questionnaires et des remarques formulées sur la méthode, un comité de pilotage a été organisé dans le but d'identifier des axes de travail pour la suite du projet de mise à jour de la méthode. Cette réunion a associé 21 participants parmi lesquels des institutionnels, des experts et des utilisateurs de la méthode.

13.2. Le projet de suivi temporel des habitats forestiers (STHF) et les données de l'inventaire forestiers national (IGN)

13.2.1. Dispositif

L'inventaire forestier national (IFN) a été créé en 1958 pour mieux connaître les potentialités des forêts françaises. À sa création, il avait la charge de l'inventaire permanent des ressources forestières nationales, mais ses missions ont évolué avec le temps. Aujourd'hui, ses compétences font de l'inventaire forestier un point focal d'information sur les forêts et les ressources forestières.

La méthode de l'IFN est basée sur l'échantillonnage de placettes correspondant à des points d'inventaires. La méthode la plus récente comporte des placettes rattachées aux nœuds d'une grille à maille carrée de 1 km de côté mise en place sur une période de 10 ans. Des échantillons

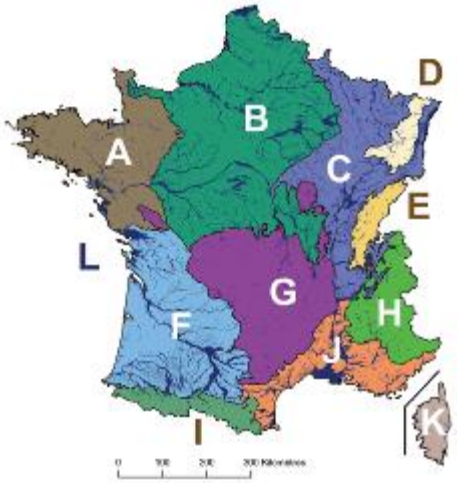


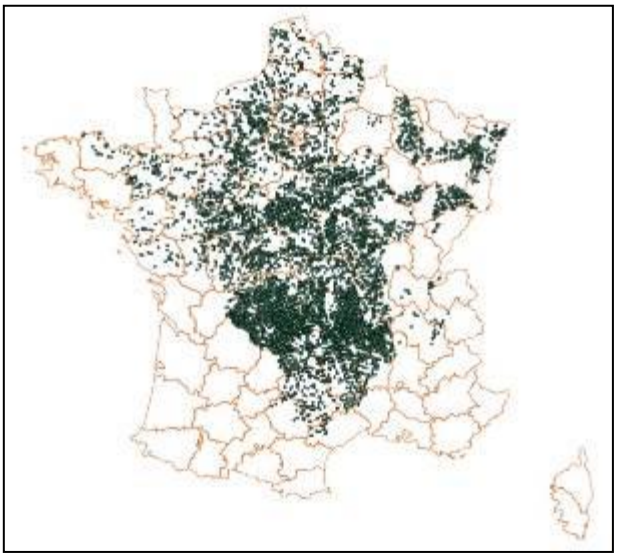
Figure 15 : découpage de la France en grande région écologique (GRECO) (IFN, 2014)

annuels d'environ 7000 points sont visités, un relevé floristique complet est réalisé, ainsi que le recueil de données sur la composition et la structure des peuplements, les dimensions et l'état sanitaire des arbres. Le maillage systématique utilisé pour mettre en place les placettes rend le dispositif très puissant et robuste d'un point de vue statistique.

Depuis 2011, grâce à la mise en place et au déploiement progressif de clés de détermination à l'intention des techniciens de terrain, une donnée habitat est récoltée sur les placettes par caractérisation in situ de l'habitat potentiel. Des clés de détermination sont disponibles pour les GRECO (grande région écologique, Fig. 15) G 'Massif Central' (depuis 2011, validé sur l'ensemble de la GRECO depuis 2013), B 'Centre Nord semi-océanique' (depuis 2012), A 'Grand ouest cristallin et océanique' (depuis 2013), C'Grand est semi-continental' et D 'Vosges' (depuis 2013).

NB : depuis 2014, les GRECO E 'Jura', K 'Corse' et F 'Sud-ouest océanique' sont équipés de clés de détermination, et la GRECO I 'Pyrénées ' depuis 2015.

13.2.2. État des lieux sur les données



À l'issue de la campagne 2013 et depuis le début du programme, 8077 placettes ont été visitées dont 7797 ont pu être caractérisées par leurs types d'habitat forestier. Dans le cadre d'une collaboration avec l'IGN, 7694 relevés nous ont été transmis en mai 2014, ils s'étalent de 2005 à 2013 (Fig. 16, Tab. 6 et 7).

Figure 16 : Répartition des relevés transmis en mai 2014 avec une détermination d'habitat réalisée sur le terrain

Tableau 6 : répartition des relevés transmis par mois et par année

	2005	2006	2007	2008	2011	2012	2013
janvier	0	25	58	175	0	59	203
février	0	24	74	142	0	44	194
mars	0	21	99	201	0	50	182
avril	0	13	53	245	11	21	237
mai	0	17	52	184	7	41	191
juin	0	9	68	185	24	89	223
juillet	0	5	79	180	45	129	353
aout	0	26	67	220	64	87	251
septembre	0	54	104	230	89	143	417
octobre	2	39	85	122	73	158	441
novembre	9	76	217	0	72	65	2
décembre	16	61	126	0	35	138	2

Tableau 7 : nombre de relevés par habitat d'intérêt communautaire, par GRECO, dans le jeu de données fournies par l'IFN (les habitats présents dans le tableau sont ceux présents dans les clés de détermination fournies aux techniciens)

Grand type	Nom complet de l'habitat	Code UE	Nb placettes	GRECO A	GRECO B	GRECO C	GRECO D	GRECO G
Dunes	Dunes boisées des régions atlantique, continentale et boréale	2180	2	0	2	0	0	0
Tourbières	Tourbières hautes actives	7110	0	0	0	0	0	0
Forêts de l'Europe tempérée	Hêtraies du *Luzulo-Fagetum*	9110	93	0	2	26	65	0
	Hêtraies acidophiles atlantiques à sous-bois à *Ilex* et parfois à *Taxus* (*Quercion robori-petraeae* ou *Ilici-Fagenion*)	9120	2407	77	462	0	0	1868
	Hêtraies de l'*Asperulo-Fagetum*	9130	1922	50	1247	462	86	77
	Hêtraies subalpines médio-européennes à *Acer* et *Rumex arifolius*	9140	2	0	0	0	0	2
	Hêtraies calcicoles médio-européennes du *Cephalanthero-Fagion*	9150	57	0	6	34	0	17
	Chênaies pédonculées ou chênaies-charmaies sub-atlantiques et médio-européennes du *Carpinion betuli*	9160	148	0	45	58	2	43
	Chênaies-charmaies du *Galio-Carpinetum*	9170	2	0	0	0	2	0
	Forêts de pentes, éboulis ou ravins du *Tilio-Acerion*	9180	18	0	0	4	1	13
	Vieilles chênaies acidophiles des plaines sablonneuses à *Quercus robur*	9190	112	6	73	1	0	32
	Tourbières boisées	91D0	3	1	1	0	0	1
Forêts alluviales	Forêts alluviales à *Alnus glutinosa* et *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion, Alnion incanae* , *Salicion albae*)	91E0	137	7	69	22	4	35
	Forêts mixtes à *Quercus robur* , *Ulmus laevis* , *Ulmus minor* , *Fraxinus excelsior* ou *Fraxinus angustifolia* , riveraines des grands fleuves (*Ulmenion minoris*)	91F0	44	2	29	2	0	11
Forêts méditerranéennes à feuilles caduques	Chênaies galicio-portugaises à *Quercus robur* et *Quercus pyrenaica*	9230	5	0	5	0	0	0
	Forêts de *Castana sativa*	9260	44	0	0	0	0	44
	Forêts-galeries à *Salix alba* et *Populus alba*	92A0	0	0	0	0	0	0
Forêts sclérophylles méditerranéennes	Forêts à *Quercus suber*	9330	0	0	0	0	0	0
	Forêts à *Quercus ilex* et *Quercus rotundifolia*	9340	0	0	0	0	0	0
Forêts de conifères des montagnes méditerranéennes	Pinèdes (sub-)méditerranéennes de pins noirs endémiques	9530	0	0	0	0	0	0
	Pinèdes méditerranéennes de pins mésogéens endémiques	9540	1	1	0	0	0	0
	Total Habitats d'intérêt communautaire		4997					
	Habitats qui ne sont pas d'intérêt communautaire		2417	55	972	6	26	1358
	Pas de détermination d'habitat sur la placette		280					
	TOTAL Placettes transmises (mai 2014)		7694					

13.2.3. Analyses des données

NB : toutes les analyses ont été effectuées par Isabelle Witté du MNHN-SPN.

Sur 29 habitats forestiers d'intérêt communautaire présent en France, 15 (plus deux observations de dunes boisées) ont été interceptés par le dispositif (habitat déterminé sur le terrain), dont 10 assez fréquemment (Tab. 7). Il est intéressant de remarquer que des habitats linéaires (forêts alluviales) ont été interceptés par le dispositif, ce qui est encourageant dans l'optique de pouvoir à terme suivre l'intégralité des habitats d'intérêt communautaire de France. Sur les relevés transmis, environ 2/3 sont d'intérêt communautaire.

Nous avons effectué quelques analyses préliminaires avec les données reçues. Nous nous sommes par exemple demandé s'il existait un effet de la saison sur le relevé de la richesse spécifique de l'habitat, sur l'estimation du recouvrement des ligneux, et sur la détermination du type d'habitat. Des analyses ont également été effectuées pour certains indicateurs (notamment l'indicateur concernant les très gros bois). Cependant, nous n'avons pas accès aux poids statistiques des relevés IGN, et nous avons utilisé tous les relevés disponibles, nous ne maitrisons donc pas l'échantillonnage. De plus, la répartition des points ne couvre pas encore pour l'instant l'ensemble du territoire. C'est pourquoi les analyses ne peuvent pour l'instant nous donner des chiffres fiables sur lesquelles baser les choix des valeurs-seuils des indicateurs. Mais les premières conclusions sont déjà très intéressantes, et ce travail préliminaire nous permettra à terme de pouvoir en partenariat avec l'IGN mettre en place des chiffres fiables permettant d'améliorer les indicateurs et valeur-seuils proposées dans cette version 2.

13.3. Mission en forêt méditerranéenne

La forêt méditerranéenne a un fonctionnement, une histoire et des activités socio-économiques qui lui sont propres (cf. tome 1, chap. 2, §10.3), c'est pourquoi nous avons fait des recherches plus approfondies sur ce sujet, et que nous nous sommes déplacés afin de rencontrer les différents acteurs, et de profiter de l'expérience de chacun. Ces déplacements ont beaucoup nourri la réflexion, ils sont résumés ici :

- Discussions autour d'une adaptation de la méthode V1 sur le territoire corse avec la Direction régionale Corse de l'ONF (bénéficier des réflexions ayant mené à cette méthode « d'évaluation de l'état de conservation des habitats naturels à l'échelle d'une unité de gestion forestière » élaborée par l'ONF corse, et également vérifier la compatibilité avec la future version 2), prise en compte du contexte écologique méditerranéen et plus précisément corse, mais également des spécificités locales de gestion, et identifier une ou plusieurs personnes ressources pour la suite du travail.
- Sur la plaine des Maures (83) : reconnaissance et identification des habitats méditerranéens ; rencontre avec un gestionnaire (conservateur de la réserve naturelle régionale de la plaine des Maures), un phytosociologue du CBN Méditerranée, le chargé de mission MNHN-SPN sur le site de la Fondation d'entreprise du golf de Vidauban pour l'environnement ; test de récolte de données brutes.
- Dans la forêt communale de Morière-Montrieux (83) : test de récolte de données brutes ; rencontre avec le chargé mission Natura 2000), un agent forestier et un berger ; visite de chantier de coupe du taillis.

Ces missions, ainsi que la littérature disponible sur le milieu méditerranéen nous a permis de mieux appréhender les besoins et les possibilités en termes d'adaptation de la méthode d'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers.

13.4. Les données PSDRF et mise en cohérence avec les travaux de RNF

Fin 2016, le PSDRF (Bruciamacchie, 2005 ; cf. tome 1, chap. 3, §12.1) a été appliqué sur 102 réserves forestières (70 réserves biologiques de l'ONF et 32 réserves naturelles) ; soit environ 9 000 placettes relevées sur près de 30 000 ha et couvrant ainsi une grande partie des habitats forestiers français. Sa coordination au niveau national fait l'objet d'un partenariat entre RNF et l'ONF depuis 2008. Ce réseau de suivi comprend des sites présentant un gradient d'anthropisation allant de l'exploitation mécanique jusqu'à la libre évolution. Seules les réserves biologiques intégrales et certaines « zones intégrales » de réserves naturelles (au sens du décret de création) sont laissées en libre évolution. Les réserves biologiques dirigées et les réserves naturelles sont donc susceptibles de faire en partie l'objet d'exploitations de bois. Cet aspect est par ailleurs à mettre en parallèle de la relative « jeunesse » des réserves forestières (tant les réserves naturelles que les réserves biologiques) ; puisque les premières réserves ont été créées dans le courant des années 60 (même si certaines existaient déjà sous d'autres statuts). En conséquence, si pour certaines réserves, l'exploitation est ancienne et présente des états de conservation favorables, d'autres sont en phase de maturation ou continuent d'être exploitées.

Dans le cadre des partenariats liant le MNHN à RNF et à l'ONF, les données recueillies via l'application du PSDRF ont été analysées dans l'objectif : (i) de proposer des seuils pertinents pour certains critères (au regard des résultats observés en réserve), et (ii) d'améliorer la cohérence entre la méthode d'évaluation proposée par le MNHN et celle développée par RNF. Ce travail a notamment abouti à la création de deux nouvelles modalités Bonus pour les indicateurs 'bois mort' et 'TGB', ainsi qu'à la révision de certains seuils. Nous avons également directement réutilisé un indicateur présent dans la méthode proposée par RNF pour la mise en évidence de la connectivité du site avec l'environnement.

14. Paramètres, critères et indicateurs retenus (et non retenus) : de la version 1 vers la version 2

Les critères et les indicateurs sont expliqués en détail dans le chapitre 2 du tome 2 : guide pratique. Ici nous nous attacherons uniquement à justifier les choix qui ont été opérés entre la version 1 et la version 2. En annexe 1, un tableau récapitulant les changements entre les deux versions est disponible. Nous n'avons conservé que les analyses et les conclusions les plus importantes ici, certaines données ou informations discutées en comité de pilotage peuvent ne pas être présentées pour des questions de lisibilité. Nous présentons également certains indicateurs qui n'ont pas été retenus dans la méthode finale (Tab. 8).

Tableau 8 : grille d'analyse pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire

PARAMÈTRE	CRITÈRE			Indicateurs		Echelle de récolte de la donnée	MODALITÉ	NOTE
				Option	Description des indicateurs			
Surface couverte (dynamique spatiale)	Surface de l'habitat			Evolution de la surface		SITE	Stabilité ou progression	0
							Régression	-10
	Morcellement/fragmentation			Au sein du site		SITE	Connectivité stable ou en amélioration	CONTEXTE
							Diminution de la connectivité	
				Avec l'environnement		SITE	Connectivité stable ou en amélioration	CONTEXTE
							Diminution de la connectivité	
Composition, structure, fonctions	Intégrité de la composition	Intégrité dendrologique (A ou B)		A	Pourcentage de recouvrement des essences allochtones de l'habitat	PLACETTE (à surface fixe)	Aucune essence allochtone de l'habitat (< 1%)	0
							1 à 5 % d'essences allochtones de l'habitat	-5
							5 à 15 % d'essences allochtones de l'habitat	-10
							15 à 30 % d'essences allochtones de l'habitat	-30
							Plus de 30 % d'essences allochtones de l'habitat	-40
				B	Pourcentage de surface terrière des essences allochtones de l'habitat	PLACETTE (à angle fixe)	Aucune essence allochtone de l'habitat (< 1%)	0
							1 à 5 % d'essences allochtones de l'habitat	-5
							5 à 15 % d'essences allochtones de l'habitat	-10
							15 à 30 % d'essences allochtones de l'habitat	-30
							Plus de 30 % d'essences allochtones de l'habitat	-40
		EEE (arborée et herbacée)		Fréquence d'apparition dans les relevés		PLACETTE	Absence totale	0
							Présence, et fréquence < 30 %	-10
							Présence, et fréquence > 30 %	-20
	Cycle sylvigénétique	Très gros bois vivants (A ou B)		A	Nombre de TGB à l'hectare	PLACETTE (à surface fixe)	Plus de 8 TGB/ha	+5
							5 à 8 TGB/ha	0
							3 à 5 TGB/ha	-5
							1 à 3 TGB/ha	-10
							Moins de 1 TGB/ha	-20
				B	Ratio entre la surface terrière des TGB et la surface terrière totale	PLACETTE (à surface ET à angle fixe)	15 % < G TGB/Gtot	+5
							8 % < G TGB/Gtot < 15 %	0
							5 % < G TGB/Gtot < 8%	-5
							2 % < G TGB/Gtot < 5%	-10
							G TGB/Gtot < 2%	-20
		Dynamique de renouvellement	Futaie régulière ou taillis	Pourcentage de la surface en jeune peuplement		PLACETTE ou SITE	Surface en JP comprise entre 5 et 20 %	0
							Surface en JP < 5 % ou > 20 %	-10
			Autres cas	Évaluation à dire d'expert de la capacacité de régénération		PLACETTE ou SITE	Aucun problème de régénération	0
							Régénération "moyenne" (quelques pbs de régénération)	-5
							Problèmes de régénération très important	-10
	Cycle de la matière (Bois mort et saproxyliques)	Bois mort		Nombre de bois morts>30 cm (sur pied et au sol) à l'hectare		PLACETTE (à surface fixe)	Plus de 8 arbres morts (sur pied et sol) de 30 cm de diamètre /ha OU plus de 6 arbres morts (sur pied et au sol) de 30 cm de diamètre /ha DONT (au moins) 1 GB mort	+5
							entre 6 et 8 arbres morts (sur pied et au sol) de 30 cm de diamètre /ha	0
							entre 3 et 6 arbres morts (sur pied et au sol) de 30 cm de diamètre /ha	-5
							entre 1 et 3 arbres morts (sur pied et au sol) de 30 cm de diamètre /ha	-10
							moins de 1 arbre mort (sur pied ou et sol) de 30 cm de diamètre /ha	-20
			Présence d'insectes saproxyliques exigeants	Optionnel	Bonus/Malus attribué au bois mort si présence d'espèces saproxyliques exigeantes	Selon protocole	Plus de 5 espèces très exigeantes (indice fonctionnel + indice patrimonial >= 5)	+2
							Présence d'espèces exigeantes : 1 à 4 espèces à Ip+If>=5 et plus de 5 espèces à Ip+If>=4	0
							Des prospections poussées n'ont pas permis de trouver d'espèces exigeantes : 0 espèces Ip+If>=5 et moins de 5 espèces Ip+If>=4	-2
Altérations	Atteintes au niveau de l'unité			Atteintes au sol (tassement, perturbations hydrologiques, etc.) et leur recouvrement		PLACETTE (à surface fixe)	0 à 2 % de dégât au sol	0
							2 à 10 % de dégât au sol	-10
							10 à 20 % de dégât au sol	-15
							Plus de 20 % de dégât au sol	-20
	Atteintes "diffuses" au niveau du site			Dire d'expert sur les atteintes dont l'impact est difficilement quantifiable en surface		SITE	Atteintes négligeables ou nulles	0
							Atteintes moyennes (ponctuelles, maitrisées)	-10
							Atteinte(s) importante(s), dynamique de l'habitat remis en cause	-20

14.1. Surface couverte (dynamique spatiale)

14.1.1. Evolution de la surface couverte

➔ *cf. Tome 2, chap. 2, §6.1*

L'importance de l'évaluation de la dynamique spatiale a été démontrée dans le chapitre précédent (tome 1, chap. 2, §9.1), mis aussi dans le guide pratique (cf. tome 2, chap. 2, §6.1).

Dans la version 1 de la méthode, l'évaluation de la surface de l'habitat dans le site était optionnelle, elle était vue comme une information permettant de commenter l'évaluation.
Néanmoins, ce paramètre étant très important pour le fonctionnement d'un habitat, et parce qu'il fait également partie des indicateurs retenus pour les autres grands types d'habitat, il a été réintégré à la méthode dans un souci de cohérence (cf. tome 1, chap. 3, §11.3).

Dans la version 1, il avait déjà été pressenti que donner une surface minimale pour la viabilité d'un habitat est en l'état des connaissances impossible, c'est pourquoi en ce qui concerne la surface et la fragmentation, on observera leur évolution (en augmentation, en stagnation ou en régression). Nous préconisons donc des indicateurs diachroniques.

14.1.2. Morcellement et fragmentation

➔ *cf. Tome 2, chap. 2, §6.2*

L'importance de l'évaluation du morcellement et de la fragmentation a été démontrée dans le chapitre précédent (tome 1, chap. 2, §3.1), mis aussi dans le guide pratique (cf. tome 2, chap. 2, §6.2).

Le morcellement et la fragmentation n'était pas évoqué dans la version 1, notamment par manque d'outil adapté et facile d'utilisation. Comme pour l'évolution de la surface couverte, ce paramètre étant très important pour le fonctionnement d'un habitat, et parce qu'il fait également partie des indicateurs retenus pour les autres grands types d'habitat, il a été intégré à la méthode dans un souci de cohérence.
Cependant, à la différence des habitats comme les pelouses où il existe des techniques et logiciels permettant de calculer des indices de fragmentation quand on fait face à des patchs d'habitats dans des matrices différentes, la fragmentation et la connectivité à l'intérieur d'une matrice forestière sont moins visibles facilement, et les appréhender correctement est donc plus complexe. On manque également de connaissances, par exemple la prise en compte de linéaire reste très complexe car on connait mal leur réel pouvoir fragmentant (Villard et Haché, 2012). Il est également difficile, mais aussi écologiquement sûrement contestable, de regarder la fragmentation habitat par habitat dans une matrice forestière, c'est pourquoi ces indicateurs sont renseignés pour toute la surface forestière du site. Nous avons donc décidé que ces indicateurs soient mis en contexte.

Nous nous sommes inspirés d'un indicateur de suivi du linéaire pour mettre en évidence la fragmentation à l'intérieur du site, et d'un indicateur indirect cherchant à mettre en évidence le degré de connectivité avec d'autres espaces forestiers, indicateur élaboré par RNF (Commission scientifique et groupe Forêts de RNF, 2013).

14.2. Composition, structure, fonctions

14.2.1. Intégrité de la composition

L'importance de l'évaluation de la composition d'un habitat a été démontrée dans le chapitre précédent (tome 1, chap. 2, §9), mis aussi dans le guide pratique (cf. tome 2, chap. 2, §7).

14.2.2. Intégrité dendrologique

➔ *cf. Tome 2, chapitre 2, §7.1.1*

Lé définition des essences allochtones de l'habitat a évolué dans la version 2 par rapport à la version 1, afin notamment que la présence d'essences nomades ou post-pionnières ne soient pas pénalisées (cf. tome 2, chap. 2, §7.1.1).

Les atteintes lourdes à l'habitat et l'intégrité de la composition dendrologique ont été séparées en deux critères bien distincts, afin de pouvoir mettre en évidence de manière différenciée ces impacts.

Nous avons gardé le même indicateur que dans la version 1 qui consiste à relever le recouvrement des essences allochtones de l'habitat. Mais nous avons souhaité également proposer l'utilisation de la surface terrière pour cet indicateur. Cette possibilité avait déjà été évoquée dans la version 1, et certains opérateurs avaient utilisé cette donnée dans leur mise en application de la méthode. En effet, la surface terrière est un prédicteur correct du recouvrement de l'espèce, même si cette relation change légèrement selon la densité et le diamètre des arbres (Cade, 1997 ; Mitchell et Popovich, 1997) ; Cade (1997) recommande plutôt d'utiliser la surface terrière pour mettre en évidence les gros arbres d'essences peu communes.
Pour des comparaisons d'un même site dans le temps, nous conseillons d'utiliser toujours la même donnée pour cet indicateur.

Trois autres indicateurs avaient également été étudiés qui n'ont finalement pas été retenus :

- Mise en place d'un bonus pour la diversité spécifique dans les strates arbustive et arborée
  Schulze et ses collaborateurs (2014) ont montré dans une étude que le nombre d'espèces n'étaient pas différents entre les forêts exploitées et les forêts protégées. En effet, on sait également que la pauvreté, la richesse du milieu, l'excès d'humidité ou encore les gelées tardives (ou les incendies de manière temporaire) peuvent induire une absence de mélange des essences (Otto, 1998). La richesse en essences et/ou la composition de la litière ont un rôle dans les processus de décomposition et le fonctionnement de l'écosystème (e.g. Richards *et al.*, 2010), cependant, il semble que l'identité des espèces en présence soit plus importante que la diversité en elle-même (Ball *et al.*, 2008) ou que les effets du climat (Cornwell *et al.*, 2008) (Paillet et Gosselin, 2011). De plus, même s'il y a un effet indéniable (mécanique) de la diversité en essence sur la diversité dans les autres groupes taxonomiques (Branquart et De Keermaeker, 2010), on sait également que la richesse en essences et le degré de pureté de l'essence dominante ne peuvent pas, à eux seuls, rendre compte de la diversité floristique du sous-bois (Barbier *et al.*, 2008). Enfin, nous avons déjà expliqué dans le chapitre 3 du tome 1 (§12.2), que nous ne cherchons pas à maximiser la biodiversité potentielle, notamment parce que nous cherchons à évaluer l'état de conservation d'un habitat défini dans une typologie.
  Pour toutes ces raisons, la mise en place d'un bonus pour la diversité spécifique dans les strates arbustive et arborée n'a pas été retenue.

- Malus pour un sylvofaciès pur
  Un sylvofaciès peut être défini comme la physionomie (et la composition) d'un peuplement forestier résultant de la sylviculture et qui pour un même type de station diffère du peuplement naturel en équilibre avec les conditions stationnelles et climatiques locales (Delpech *et al.*, 1985).
  L'ajout d'un indicateur permettant d'attribuer un malus lorsqu'un peuplement présente un sylvofaciès pur avait été proposé afin de mettre en évidence des situations où il y aurait une dominance exclusive d'une espèce favorisée par le sylviculteur dans des cas où les descriptions parlent plutôt de mélange (par exemple une sapinière pure à la place d'une hêtraie-sapinière, ou une chênaie à la place d'une hêtraie-charmaie). Cependant, tous les cas de dominance exclusive ne sont pas marqueurs de perturbations ou de dysfonctionnement de l'habitat, par exemple dans les hêtraies-sapinières vosgiennes, on observe naturellement une alternance entre sapinière pure/hêtraie-

sapinière/hêtraie pure (le sapin se régénérant mal sous lui-même). De plus, l'évaluation doit être réalisée à l'échelle de l'habitat générique, or on observe souvent des descriptions de mélange uniquement dans les habitats élémentaires, qui sont des déclinaisons des habitats génériques (par exemple pour les Hêtraies du *Luzulo-Fagetum*, UE 9110). C'est pourquoi cet indicateur n'a pas été retenu.

- Diversité de la structuration verticale du peuplement

  Au sein d'un peuplement, de nombreux facteurs influencent la structure verticale de la végétation, parmi lesquels l'âge des arbres et la phase du cycle sylvigénétique, la densité, les choix de gestion sylvicole (mode de traitement, régime, interventions), la station, la nature des essences présentes, les perturbations naturelles. Le nombre de strates présentes et leur agencement peuvent ainsi être très variables d'un peuplement à l'autre. En effet, certaines espèces sont dépendantes des attributs d'une strate en particulier, et d'autres espèces sont dépendantes d'une stratification plus ou moins complexe de la végétation (Emberger *et al.*, 2013). Cependant, nous avons déjà énoncé que nous ne cherchons pas à maximiser la biodiversité.

  De plus, lors de la mise en place de la version 1 (Carnino, 2009), cette question avait été étudiée, et il est apparu que l'étude de la structure d'un peuplement (horizontal ou vertical) pour juger de l'état de conservation soulève plusieurs difficultés. Ces structures sont directement liées au mode de traitement (futaie irrégulière, jeune futaie régulière perchis inclus, autres futaies régulières, taillis-sous-futaie incluant les taillis) et elle est souvent complexe dans les peuplements irréguliers (Gosselin et Laroussinie, 2004). Aussi, des réflexions ont porté sur la pertinence d'intégrer l'étude du mode de traitement à l'évaluation de l'état de conservation d'un habitat forestier (Carnino, 2009). D'après les indications des Cahiers d'habitats pour la plupart des types d'habitats forestiers, les taillis et taillis-sous-futaie ne peuvent caractériser un bon état de conservation. Or la très grande majorité des peuplements de feuillus de plaine et de basse montagne sont issus d'un traitement en taillis-sous-futaie et malgré l'abandon important de ce mode de gestion au profit de la futaie depuis plusieurs décennies, la conversion en cours de ces peuplements maintient encore à l'heure actuelle des structures de taillis-sous-futaie voire taillis. D'autre part, certains types d'habitat forestiers ont une structure naturelle qui peut être un mélange de taillis et de futaies. C'est le cas des forêts de ravins du *Tilio-Acerion* (UE 9180), des hêtraies sommitales ou de certaines forêts alluviales pour lesquelles le mode de régénération se fait en partie par rejet de souche après un épisode violent (chute de blocs, crue, avalanche). Le jugement de l'état de conservation au regard du mode de traitement apparait donc très compliqué.

  De plus, il a été montré que la présence d'un mélange d'essences héliophiles et tolérantes à l'ombre est susceptible de produire des peuplements à plusieurs étages, une variété de diamètre et de hauteur importante et une structuration horizontale complexe (McElhinny *et al.*, 2005).

  Pour toutes ces raisons, cet indicateur n'a pas été retenu.

14.2.3. Fréquence d'apparition des espèces exotiques envahissantes

➔ *cf. Tome 2, chap. 2, §7.1.2*

Dans la version 1, les espèces exotiques envahissantes (EEE) étaient intégrées dans les atteintes, nous avons décidé de les mettre à part.

La présence et la dominance des EEE sont *de facto* intégrées dans l'indicateur 'intégrité dendrologique'. Néanmoins, nous nous sommes demandé s'il fallait surpénaliser leur caractère envahissant. Cependant lors des discussions avec les experts, il est apparu qu'il y a autant de différence dans le caractère envahissant entre deux EEE qu'entre une EEE et une essence locale. Par contre, au-delà de la présence et de la dominance prises en compte dans l'indicateur 'intégrité dendrologique', il est intéressant de connaitre la progression de ces espèces dans le site, c'est pourquoi nous avons décidé d'ajouter un indicateur sur la fréquence d'apparition des EEE.

À titre de conclusion, et afin d'ouvrir le débat sur un sujet sensible sur lequel nous avons peu de recul, nous souhaitions ici faire part d'une remarque de l'ONF de Corse dans son Schéma régional d'aménagement (2011) : « En matière de lutte contre ces populations envahissantes, les retours d'expérience tendent à démontrer qu'elle s'avère très difficile et que les coûts sont souvent prohibitifs au vu des résultats obtenus, quand l'éradication elle-même où les méthodes et moyens utilisés pour réguler ou détruire l'envahisseur ne s'avèrent pas plus catastrophiques sur l'écosystème lui-même (Barbault, 2007). Corrélativement, dans un monde toujours changeant, serait-il raisonnable de chercher à figer dans leur composition des écosystèmes et d'interdire toute introduction ? ». Le paragraphe 5 de ce chapitre revient sur les limites « fixistes » de la DHFF et des méthodes que nous proposons.

Indicateur non retenu : flore typique

L'identification d'un habitat sur le terrain, notamment grâce à un cortège d'espèces qui participe activement à sa détermination (Chytrý *et al.*, 2002a), est un préalable indispensable à son évaluation. Il existe différentes définitions et méthodes pour mettre en évidence ces espèces, on peut citer les espèces diagnostiques de Chytrý et ses collaborateurs (2002b), les espèces fidèles de Bruelheide (2000), les espèces indicatrices (Dufrêne & Legendre, 1997 ; Bensettiti (coord.), 2001-2005) ou encore les espèces caractéristiques telles que définies en phytosociologie (Royer, 2009). Toutes ces méthodes ont en commun de mettre en évidence des espèces qui sont statistiquement plus présentes (fréquentes ou abondantes) dans un groupe que dans les autres. Pour autant, aucun résultat issu de ces méthodes ne nous éclaire directement sur la participation de ces espèces au fonctionnement de l'habitat. C'est pourquoi nous n'utilisons pas ces méthodes pour identifier les espèces participant à l'évaluation. De même, la DHFF préconise d'utiliser les espèces typiques afin de pouvoir évaluer l'état de conservation de l'habitat. Néanmoins, aucune définition de ces espèces typiques n'est proposée. Après plusieurs essais peu concluants de définition et de mise en place de listes d'espèces typiques (Maciejewski, 2010), le principal frein à l'utilisation de ces listes se révèle être la confusion avec les espèces permettant de déterminer l'habitat, et les difficultés rencontrées à interpréter la présence ou l'absence de ces espèces en matière de fonctionnement.

De plus, il est apparu dans les retours d'expérience que cet indicateur était le plus compliqué à mettre en place, le moins utilisé, et celui qui apparaissait comme le moins pertinent aux yeux des utilisateurs. Enfin, on sait que la strate herbacée reflète avant tout les conditions stationnelles de la forêt, et qu'elle réagit principalement à l'éclairement du sol (Gilg, 2004).

En l'absence de définition partagée de la notion d'espèces typiques avec pour conséquence un grand flou sur comment utiliser des listes d'espèces typiques, cet indicateur n'a pas été retenu dans la version 2.

14.2.4. Cycle sylvigénétique

➔ *cf. Tome 2, chap. 2, §7.2*

L'importance de l'évaluation du cycle sylvigénétique a été démontrée dans le chapitre précédent (tome 1, chap. 2, §9.2), mis aussi dans le guide pratique (cf. tome 2, chap. 2, §7.2).

Dans la version 1, il avait été proposé de ne vérifier que la présence des phases les plus « sensibles » pour mettre en évidence la fonctionnalité du cycle sylvigénétique. Néanmoins, nous avons quand même cherché s'il était possible de mettre en place des indicateurs simples permettant de montrer cela.

Deux possibilités ont été étudiées :

- **Vérifier la présence d'individus dans toutes les catégories de diamètre** Il apparait en effet qu'intuitivement, cela permettrait de mettre en évidence un renouvellement continu (McElhinny *et al.,* 2005). Néanmoins, une partie des experts s'accorde pour dire que, sauf manque majeur, une absence d'individus dans une catégorie de diamètre peut se rattraper avec des scénarios sylvicoles. De plus, nous ne souhaitons pas demander le recensement de tous les arbres sur les placettes.

- **Vérifier la présence sur le terrain de toutes les phases à l'aide de schémas**
  L'idée est d'utiliser des schémas présentant les différentes phases sylvigénétiques adaptées par habitat et par traitement (la physionomie et la structure étant différente selon les traitements, les schémas devraient être différents), en vérifiant leur présence sur le terrain. Pour l'instant ce type de schéma existe pour les chênaies vertes uniquement (Fig. 17). Mais l'utilisation et la reconnaissance de ces schémas sur le terrain n'est pas si aisée, et le travail de mise en place de ces schémas serait long et fastidieux. C'est pourquoi pour l'instant ils ne seront utilisés qu'à des fins pédagogiques lorsqu'ils existent.

Ces deux indicateurs, un quantitatif, l'autre qualitatif, visant à mettre en évidence toutes les phases du cycle se sont avérés peu satisfaisants. Comme décidé dans la version 1, nous ne chercherons à mettre en évidence que les phases les plus « sensibles » du cycle.

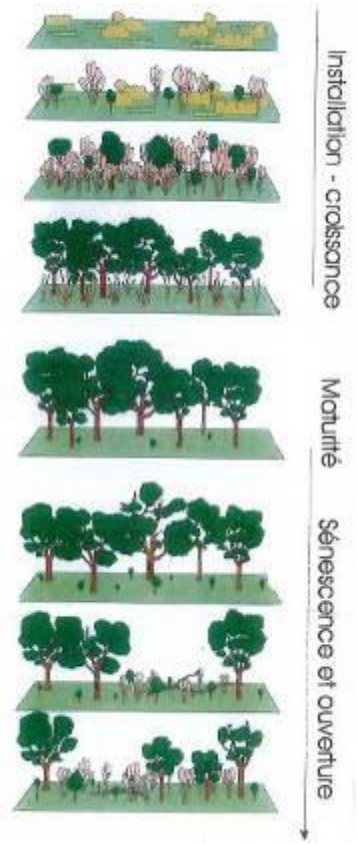


Figure 17 : phases du cycle pour les chênaies vertes (d'après Panaïotis, 2005)

14.2.5. Très gros bois vivants

➔ *cf. Tome 2, chap. 2, §7.2.1*

Pour mettre en évidence les phases matures, on utilise comme proxy la présence de très gros bois vivants (TGB). Ils structurent naturellement les phases matures des forêts.

La première étape a été la définition des TGB, elle est présentée dans le chapitre 2 du tome 2 (§7.2.1). Différentes pistes pour la définition du diamètre des TGB ont été explorées. Notamment celle d'utiliser des tables de production pour établir le seuil de diamètre des TGB. Mais, depuis que la sylviculture s'appuie sur des bases scientifiques, l'aspect dynamique du développement des forêts au cours d'une période donnée fait l'objet d'une théorie de la croissance forestière (autrefois théorie de la production forestière), et ses résultats s'expriment dans des tables de production forestière ; des mensurations portant sur une longue période et sur la totalité d'un peuplement (et se rapportant le plus souvent à la durée d'une révolution forestière) ont abouti, en tenant compte de la productivité des diverses forêts, à des tableaux indiquant l'évolution du nombre de tiges, l'accroissement et l'augmentation du volume. Ces tables présentent un trait caractéristique : elles se rapportent à des peuplements purs. Les méthodes de mesure employées sont inadaptées dès qu'il s'agit de peuplements mélangées, fussent-ils simples, car leur grande variabilité interdit leur représentation par des modèles tels que les tables de productions (Otto, 1998). C'est pourquoi on ne peut envisager en l'état d'utiliser ces tables.

Les différentes modalités pour l'évaluation de l'indicateur 'Nombre de TGB' sont les mêmes que dans la version 1. Cependant, au regard de l'analyse des données du PSDRF (cf. tome 1, chap. 3, §13.4), nous avons souhaité proposer un autre indicateur : le ratio entre la surface terrière des TGB et la surface terrière totale. En effet, nous

avons mis en évidence une corrélation très forte (R^2 = 85%, p-value<< 0,01) entre le nombre de TGB / ha et le ratio entre la surface terrière des TGB et la surface terrière totale. Nous avons donc pu proposer un indicateur alternatif si la donnée de surface terrière est disponible.
Ces analyses nous ont également permis de nous rendre compte que plus de la moitié des réserves forestières qui avaient appliqué le PSDRF ont plus de 5 TGB / ha en moyenne. Nous avons donc souhaité ajouter une valeur bonus lorsque le nombre de TGB est vraiment très élevé. En cohérence avec la méthode proposée par RNF (Commission scientifique et groupe Forêts de RNF, 2013), nous avons proposé ce seuil à 8 TGB/ha.

14.2.6. Dynamique de renouvellement

➔ *cf. Tome 2, chap. 2, §7.2.2*

Nous avons souhaité légèrement abaisser la borne supérieure de l'indicateur de « surface en jeune peuplement » qui était à 30 % dans la version 1. Il est apparu au cours des discussions avec les experts que si uniquement 2/3 des parcelles ne sont pas plus grosses que des perchis, il semble que l'équilibre soit compromis. Le seuil a donc été ramené à 20 %.

Nous avons également ajouté une modalité pour l'indicateur de qualité de la régénération entre la version 1 et la version 2, car il apparaissait comme trop binaire.

14.2.7. Cycle de la matière

14.2.7.1. Bois mort

➔ *cf. Tome 2, chap. 2, §7.3.1*

L'importance de l'évaluation du cycle de la matière a été démontrée dans le chapitre précédent (tome 1, chap. 2, §9.2), mais aussi dans le guide pratique (cf. tome 2, chap. 2, §7.3.1).

En lien avec la méthode proposée par RNF et en cohérence avec le PSDRF, le seuil de précomptabilité du bois mort a été descendu à 30 cm pour cette version 2 ; il était de 35 cm dans la version 1.

En cohérence avec la méthode proposée par RNF, nous avons également décidé d'ajouter un bonus (comme pour l'indicateur TGB) lorsque la quantité de bois mort est vraiment importante, ou quand les bois morts présents sont gros (leur rôle écologique étant en partie lié à leur diamètre).

Pour des raisons pratiques (notamment en lien avec le compromis coût/efficacité choisi), sans nier l'importance de ces informations, nous avons décidé de ne pas prendre en compte la diversité du bois mort et les stades de décomposition.

14.2.7.2. Insectes saproxyliques (Photo 13)

➔ *cf. Tome 2, chap. 2, §7.2.2*

Cet indicateur est resté le même entre la version 1 et la version 2.

Photo 13 : *Mordellochroa milleri*, ©J. Touroult

14.3. Altérations

14.3.1. Atteintes localisées

➔ *cf. Tome 2, chap. 2, §8.1*

Dans la version 1, cet indicateur était couplé avec celui d'intégrité dendrologique. Nous avons décidé de les découpler afin de mieux différencier les différents impacts.

14.3.2. Atteintes « diffuses » au niveau du site

➔ *cf. Tome 2, chap. 2, §8.2*

Cet indicateur est resté le même entre la version 1 et la version 2. Néanmoins, nous avons remarqué que certaines des pressions évaluées ici peuvent avoir des impacts sur la régénération naturelle, qui sont déjà pris en compte dans l'indicateur « régénération », c'est pourquoi on essaiera autant que possible de ne pas surpénaliser cet aspect dans cet indicateur.

15. Perspectives : changement d'échelle d'évaluation, de l'habitat à l'écocomplexe

L'évaluation de l'état de conservation des habitats s'avère un élément clé du diagnostic écologique des documents de gestion. Les habitats sont des objets spatiaux intégrateurs des conditions écologiques, couvrant de nombreuses espèces et permettant de mettre en évidence les aspects fonctionnels d'un écosystème. L'appropriation et l'étude des habitats constituent une avancée vers une meilleure prise en compte de la fonctionnalité des milieux par les gestionnaires.
La conservation et la gestion de ces objets complexes nécessitent la mise en place de typologies d'habitat. Celles-ci permettent de partager un langage commun, gage de réussite dans la recherche de consensus entre les différents acteurs des sciences de la conservation. Cependant, même si créer des types, et donc borner la définition de chaque habitat, permet d'assoir leur existence, cela peut aussi contribuer à figer notre vision des milieux naturels qui sont dynamiques et en constante évolution. L'évaluation à l'échelle d'un écocomplexe permettrait de corriger en partie cet aspect fixiste en intégrant directement la dynamique comme propriété intrinsèque de l'écocomplexe. L'évaluation des habitats serait alors envisagée comme une des briques élémentaires du diagnostic à l'échelle d'un plus grand écosystème. L'évaluation de l'état de conservation serait donc un phénomène à géométrie fractale, le processus pouvant se dérouler à plusieurs échelles emboîtées, au niveau de la parcelle ou station, puis au niveau d'un habitat à l'échelle d'un site, puis à l'échelle de l'écocomplexe. L'approche méthodologique proposée étant commune à tous les habitats, cela représente un avantage fort dans l'objectif d'évaluer ensemble de manière globale et synthétique tous les habitats d'un écocomplexe à une échelle donnée. Plus largement, cette approche commune permet d'apporter des éléments dans la construction des projets et la mise en relation des programmes de surveillance et d'évaluation à plus large échelle, dans l'objectif d'améliorer la cohérence entre les politiques publiques de conservation de la nature (Maciejewski *et al*., 2016).

Les politiques publiques se sont consolidées, complétant la protection des espèces par la conservation des habitats. Cependant les dispositions restent toujours plus ou moins calquées sur les approches choisies pour les espèces. Les évolutions en cours et attendues seraient une meilleure intégration des aspects dynamiques et fonctionnels des écosystèmes. Depuis 2008, un premier pas dans ce sens a été franchi pour le milieu marin, avec la mise en œuvre de la Directive-cadre « stratégie pour le milieu marin » (DCSMM) (Parlement européen et Conseil de l'Union européenne, 2008) qui intègre pleinement l'approche écosystémique et la cohérence avec les politiques publiques existantes. Ce qui paraît actuellement évident pour le milieu marin, milieu vaste avec peu de frontières naturelles et des forçages à une échelle mondiale, devrait trouver un écho dans les politiques publiques pour les milieux terrestres. Sans remettre en cause les avancées apportées depuis vingt ans par la mise en œuvre de la DHFF, qui a permis la prise en compte des habitats naturels et des habitats d'espèces, il est aujourd'hui primordial de poursuivre la recherche et d'envisager une évolution des politiques publiques. Les changements globaux et l'enjeu de préservation de la capacité des milieux à s'adapter devraient conduire à élargir les objectifs de conservation et le cadre évaluatif associé (Maciejewski *et al*., 2016).

Bibliographie

AGREIL, C., BARTHEL, S., DANNEELS, P., GREFF, N., GUERIN, G., MEIGNEN, R. & MESTELAN, P., 2009. *Étude pour l'accompagnement de MAET combinant l'engagement unitaire Herbe_09 « Gestion pastorale » - Propositions méthodologiques à destination des opérateurs pour l'élaboration du plan de gestion pastorale*. FCEN, Orléans.

ANDRE, J., 1998. Diversité et gestion écologique : place de la phase hétérotrophe du cycle sylvigénétique. *Ecologie*, 29 (1-2): 247-251.

ANONYME, 2008. Article R414-11 du Code de l'environnement, modifié par le décret n°2008-457 du 15 mai 2008, art. 18, [en ligne]. http://www.legifrance.gouv.fr

ARIANOUTSOU, M. & THANOS, C.A., 1996. Legumes in the fire prone Mediterranean regions: an example from Greec. *Int. J. Wildland Fire,* 6: 77-82.

ASAEL, S., BOEUF, R., CLAUDEL, M-H., DIETRICH, L., DRONNEAU, C., DURAND, E., GIBET S., GRANDET, G., JAGER, C., MULLER, S., SANE, R., SCHNITZLER, A., SCHORTANNER, M. & TREMOLIERES, M., 2004. *Référentiel des habitats reconnus d'intérêt communautaire de la bande rhénane. Description, états de conservation & mesures de gestion.* Conservatoire des Sites Alsaciens et Office National des Forêts (coord.) Programme LIFE Nature de conservation et restauration des habitats de la bande rhénane.

BALL, D. & STEVENS, P., 1981. The role of ''ancient'' woodlands in conserving ''undisturbed'' soils in Britain, *Biol. Conserv.* 19: 163-176.

BARBAULT, R., 1997. *Biodiversité*. Les fondamentaux, Hachette, Paris.

BARBERO, M. & QUEZEL, P., 1989. Structures, architectures forestières à sclérophylles et prévention des incendies. *Bull. Ecol*. 20: 7-14.

BARBERO, M., BONIN, G., LOISEL, R. & QUÉZEL, P., 1990. Changes and disturbances of forest ecosystems causes by humans activities in the western part of the Mediterranean Basin. *Vegetatio* 87: 151-173.

BARBERO, M., BONIN, G., LOISEL, R., MIGLIORETTI, F., & QUEZEL, P., 1987. Impact of forest fires on structure and architecture of Mediterranean ecosystems. *Ecol. Medit*. 13: 39-50.

BARBIER, S., GOSSELIN, F. & BALANDIER, P., 2008. Le mélange d'essences est-il favorable à la diversité végétale en forêt ? *Revue Forestière Française,* 30 : 159-167.

BENITO ALONSO, J. L. & SANZ TRULLÉN, V. M., 2007. *El mapa de hábitats CORINE en la red Natura 2000 de Aragón*. Zaragoza.

BENSETTITI, F. & PUISSAUVE, R., 2015. *Résultats de l'état de conservation des habitats et des espèces dans le cadre de la directive Habitats-Faune-Flore en France. Rapportage "Article 17". Période 2007-2012*. Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle, Paris.

BENSETTITI, F. (coord.) 2001-2005. *Cahiers d'habitat Natura 2000, Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire, 7 tomes*. Éd. La Documentation française, Paris.

BENSETTITI, F., RAMEAU, J.-C. & CHEVALLIER, H. (coord.), 2001. *« Cahiers d'habitats » Natura 2000. Connaissance et gestion des habitats et des espèces d'intérêt communautaire. Habitats forestiers*. MATE/MAP/MNHN. Ed. La Documentation française, Paris, 2 volumes.

BERNIER, N., 1998. Earthworm feeding activity and development of the humus profile. *Biology fertilized soils,* 26: 215-223.

BESNARD, A. & J.M., SALLES, 2010. *Suivi scientifique d'espèces animales. Aspects méthodologiques essentiels pour l'élaboration de protocoles de suivis.* Note méthodologique à l'usage des gestionnaires de sites Natura 2000. Rapport DREAL PACA, pôle Natura 2000.

BISSARDON, M., GUIBAL, L. & RAMEAU, J.-C., 1997. *Corine biotopes. Version originale. Types d'habitats français*. ENGREF, Nancy.

BLANDIN, P. & BELLAN, G., 1994. Les systèmes écologiques littoraux et marins : fondements conceptuels pour une gestion intégrée. Pp. 10-19 *in* : *Les Biocénoses marines et littorales de Méditerranée, synthèse, menaces et perspectives*, BELLAN-SANTINI, D., LACAZE, J.-C. & POIZAT, C., éditeurs, Secrétariat de la Faune et de la Flore, Patrimoines Naturels.

BLANDIN, P., 2011. Finie l'idéologie de l'équilibre naturel. *Espaces naturels*, 33 : 36-37.

BLONDEL, J., 1995. La dynamique de la forêt naturelle. *Forêt médit.* 16 : 239-246.

BORJA, A., DAUER, D.M. & GREMARE, A., 2012. The importance of setting targets and reference conditions in assessing marine ecosystem quality. *Ecological Indicators,* 12(1): 1-7.

BORMANN, F.H. & T LIKENS, G.E., 1979. *Patterns and process in a forested ecosystems.* Springer-Verlag, New York.

BOUCHE, M., 1984. Les vers de terre. *La recherche*, 15 : 796-805.

BOUGET, C., NUSILLARD, B., PINEAU, X. & RICOU, C., 2012. Effect of deadwood position on saproxylic beetles in temperate forests and conservation interest of oak snags. *Insect Conservation and Diversity* 5: 264–278.

BOULLET, V., 2003. *Réflexions sur la notion d'habitat d'espèce végétale*. Fédération des conservatoires botaniques nationaux. Ministère de l'écologie et du développement durable.

BRANQUART, E. & DE KEERSMAEKER, L., 2010. Effets de la diversité des essences forestières sur la décomposition des litières et le cycle des éléments. *Forêt Wallonne* 106 : 5-16.

BRAUDEL, F., 1986. *La Méditerranée, les Hommes et l'héritage*. Flammarion, Paris.

BRAUN-BLANQUET, J., 1928. Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. *Biol. Studienbücher*, 7. Springer-Verlag Berlin, Berlin.

BRAUN-BLANQUET, J., 1932. *Plant sociology* (translation by H.S. Conard, G.D. Fuller). Mac Graw-Hill Book Co. Inc. New York.

BRAUN-BLANQUET, J., 1964. *Pflanzensoziologie*. Grundzüge der Vegetationskunde, 3rd edition. Springer Verlag Berlin, Berlin Wien, New-York.

BREGMAN, T.P., SEKERCIOGLU, C.H. & TOBIAS, J.A., 2014. Global patterns and predictors of bird species responses to forest fragmentation: Implications for ecosystem function and conservation. *Biological Conservation* 169: 372–383.

BRUCIAMACCHIE, M., 2005. *Protocole de suivi d'espaces naturels protégés*. ENGREF - Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, 2005.

BRUELHEIDE, H., 2000. A new measure of fidelity and its application to defining species groups. *Journal of Vegetation Science,* 11: 167-178.

BÜNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ. Beschlüsse der Arbeitsgemeinschaft „Naturschutz" der Landes-Umweltministerien (LANA) [en ligne]. http://www.bfn.de/0316_ak_gruen.html (consulté le 27/01/2011) (Traduction : M. Scheider (MNHN-SPN))

CADE, B.S., 1997. Comparison of tree basal area and canopy cover in habitat models: subalpine forest. *J. Wildl. Manage.* 61(2): 326-335.

CADOTTE, M.W., CARSCADDEN, K. & MIROTCHNICK, N., 2011. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology,* 48: 1079–1087.

CANDAU, J.-N., 2008. Impacts du changement climatique sur les insectes ravageurs des forêts méditerranéennes. *For. Med.,* 29(2) : 145-154.

CANTARELLO, E. & NEWTON, A.C., 2008. Identifying cost-effective indicators to assess the conservation status of forested habitats in Natura 2000 sites. *Forest Ecology and Management*, 256(4): 815–826.

CARNINO, N. & TOUROULT, J., 2010. Évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers à l'échelle d'un site Natura 2000 du concept vers un outil pour le gestionnaire. *Revue forestière française,* 62(2) : 127-140.

CARNINO, N., 2009. *État de conservation des habitats d'intérêt communautaire à l'échelle du site - Méthode d'évaluation des habitats forestiers.* Muséum national d'histoire naturelle / Office national des forêts.

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

CHARLES, M. & VIRY, D., 2015. *État de conservation des mares temporaires méditerranéennes (UE 3170*), habitat d'intérêt communautaire. Méthode d'évaluation à l'échelle du site Natura 2000*. Rapport d'étude, Version 1. Service du patrimoine naturel, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris.

CHYTRÝ, M., EXNER, A., HRIVNAK, R., UJHAZY, K., VALACHOVIC, M. & WILLNER, W., 2002a. Context-dependence of diagnostic species: A case study of the Central European spruce forests. *Folia Geobotanica,* 37: 403-417.

CHYTRÝ, M., TICHÝ, L., HOLT, J. & BOTTA-DUKÁT, Z., 2002b. Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures. *Journal of Vegetation Science,* 13: 79–90.

CLARK, J.S., BECKAGE, B., CAMILL, P., CLEVELAND, B., HILLERISLAMBERS, J., LICHTER, J., MOHAN, J. & WYCKOFF, P., 1999. Interpreting recruitment limitation in forests. *Am J. Bot*., 86: 1-16.

COMMISSION SCIENTIFIQUE ET GROUPE FORETS DE RESERVES NATURELLES DE FRANCE. *Évaluation de l'état de conservation (habitats forestiers et éco-complexes alluviaux).* Cahier RNF n°2. 2013.

CONSEIL DE L'EUROPE, 1979. *Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe. Série des traités européens* - n° 104. Berne, 19/09/1979.

CONSEIL DE LA CEE, 1992. *Directive 92/43/CEE du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages.* Dernière modification : directive 2006/105/CE du Conseil du 20 novembre 2006 publie au JO UE du 20.12.2006.

CORNWELL, W.K., CORNELISSEN, J.H.C., AMATANGELO, K., DORREPAAL, E., EVINER, V.T., GODOY, O., HOBBIE, S.E., HOORENS, B., KUROKAWA, H., PEREZ-HARGUINDEGUY, N., QUESTED, H.M., SANTIAGO, L.S., WARDLE, D.A., WRIGHT, I.J., AERTS, R., ALLISON, S.D., VAN BODEGOM, P., BROVKIN, V., CHATAIN, A., CALLAGHAN, T.V., DIAZ, S., GARNIER, E., GURVICH, D.E., KAZAKOU, E., KLEIN, J.A., READ, J., REICH, P.B., SOUDZILOVSKAIA, N.A., VAIERETTI, M.V. & WESTOBY, M., 2008. Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. *Ecology Letters*, 11(10): 1065-1071.

COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R.V., PARUELO, J., RASKIN, R.G., SUTTON, P. & VAN DEN BELT, M., 1997. The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253–260.

CUARTAS, P., & GARCÍA-GONZÁLES, R., 1992. *Quercus ilex* browse utilization by caprini in Sierra de Cazorla and Segura (Spain). *Vegetatio* 99(100): 317-330.

DELAVIGNE, A.-E., 2001. *Les espèces d'intérêt patrimonial et la « patrimonialisation » des espèces*. Etude bibliographique, MNHN-SPN, MATE.

DELPECH, R., DUME, G. & GALMICHE, P., 1985. *Typologie des stations forestières : vocabulaire.* Paris : Direction des Forêts ; Institut pour le Développement forestier.

DIAMOND, J., 1978. Critical areas for maintaining viable populations of species. *In*: Holdgate, Woodman P.J. (eds), The breakdown and restoration of ecosystems, Plenum press, New York: 27-40.

DUFRENE, M. & DELESCAILLE, L.-M. (éd.), 2003. *Guide méthodologique pour la cartographie, l'inventaire et l'évaluation de l'état de conservation des habitats et des habitats d'espèces dans le cadre de la réalisation des arrêtés de désignation en Région Wallonne*. Version du 17.02.2003. MRW/DGRNE/CRNFB.

DUFRÊNE, M. & LEGENDRE, P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs,* 67: 345–366.

DUPOUEY, J.-L., DAMBRINE, E., LAFFITE, J.-D. & MOARES, C., 2002. Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity, *Ecology*, 83: 2978-2984.

DUPOUEY, J.-L., SCIAMA, D., LAFFITE, J.-D., GEORGES-LEROY, M. & DAMBRINE, E., 2007. Impact des usages agricoles antiques sur la végétation en forêt de Saint-Amond : interaction avec le traitement sylvicole actuel. *In* DUPOUEY, J.-L., DAMBRINE, E., DARDIGNAC, C. & GEORGES-LEROY, M. (éd.), 2004. La mémoire des forêts. Actes du colloque « Forêt, Archéologie et Environnement » 14-16 décembre 2004, ONF – INRA – DRAC Lorraine : 181-189.

DURIEU, G., 1993. *Ecologie des champignons.* Masson, Collection Ecologie.

DUTOIT, T., 1996. *Dynamique et gestion des pelouses calcaires de Haute-Normandie*. Ph.D thesis, Seine-Maritime. Presse Universitaire de Rouen, Mont Saint Aignan, France.

ELLMAUER T. (Hrsg.), 2005. *Entwicklung von Kriterien, Indikatoren und Schwellenwerten zur Beurteilung des Erhaltungszustandes der Natura 2000-Schutzgüter. Band 3: Lebensraumtypen des Anhangs I der Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie*. Im Auftrag der neun österreichischen Bundesländer, des Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft, Umwelt und Wasserwirtschaft und der Umweltbundesamt GmbH.

EMBERGER, C., LARRIEU, L. & GONIN, P., 2013. *Dix facteurs clés pour la diversité des espèces en forêt. Comprendre l'indice de diversité potentielle (IBP).* Document technique. Paris, IDF.

EUROPEAN COMMISSION, 2013. *Interpretation manual of European Union habitats. EUR 28.* European Commission, DG Environment.

EVANS, D. & ARVELA, M., 2011. *Assessment and reporting under Article 17 of the habitats Directive - Explanatory note and guidelines for the period 2007-2012. Final Draft.* CTE/BD, Paris.

FAHRIG, L., 2013. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography,* 40(9): 1649-1663.

FELD, C. K., MARTINS DA SILVA, P., PAULO SOUSA, J., DE BELLO, F., BUGTER, R., GRANDIN, U., HERING, D., LAVOREL, S., MOUNTFORD, O., PARDO, I., PÄRTEL, M., RÖMBKE, J., SANDIN, L., BRUCE JONES, K. & HARRISON, P., 2009. Indicators of biodiversity and ecosystem services: a synthesis across ecosystems and spatial scales. *Oikos*, 118: 1862–1871

FESQUET, F., 1998. *Un corps quasi-militaire dans l'aménagement du territoire : le corps forestier et le reboisement des montagnes méditerranéennes en France et en Italie aux IXème et XXème siècles*. Université Paul Valéry, Montpellier III, 3 vol.

FIERS, V. *et coll.,* 2003. *Etudes scientifiques en espaces naturels. Cadre méthodologique pour le recueil et le traitement de données naturalistes.* Cahier technique de l'ATEN n°72. : Réserves Naturelles de France, Montpellier.

FONSECA, C.R. & GANADE, G., 2001. Species functional redundancy, random extinctions and the stability of ecosystems. *Journal of Ecology,* 89: 118–125.

FRANKLIN, J.F., SPIES, T.A., VAN PELT, R., CAREY, A.B., THORNBURGH, D.A., BERG, D.R., LINDENMAYER, D.B., HARMON, M.E., KEETON, W.S., SHAW, D.C., BIBLE, K. & CHEN, J., 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications, using Douglas-fir forests as an example. *Forest Ecology and Management*, 155 (2002): 399-423.

FRONTIER S., 1983. *Stratégies d'échantillonnage en écologie*. Masson, Paris.

FRONTIER, S., PICHOD-VIALE, D., LEPRÊTRE, A., DAVOULT, D. & LUCZAK, C., 2008. *Ecosystèmes : Structure, fonctionnement, évolution*. Sciences Sup, Dunod, Paris.

GÉHU, J.M. & RIVAS-MARTINEZ, S., 1981. Notions fondamentales de Phytosociologie. *In*: H. Dierschke (ed.), Ber. der Intern. Symp. der Intern. Verein. für Vegetationsk., Syntaxonomie, Rinteln 1980, 5-33.

GÉHU, J.-M., 1993. Schéma synsystématique et typologique des milieux littoraux français atlantiques et méditerranéens. Colloques Phytosociologiques XXII Bailleul : 183-212.

GILG, O. & FOLTZER, P., 1994. *Notice d'impact sur les travaux de réfection de la route du Col d'Oderen.* Ungersheim, Conservatoire des sites alsaciens, Parc naturel régional des Vosges.

GILG, O., 2004. *Forêts à caractère naturel. Caractéristiques, conservation et suivi.* Cahiers techniques N°74. ATEN. Montpellier.

GIRAUDOUX, 2004. Outils méthodologiques, Principes de l'échantillonnage. 7 p. (téléchargeable : http://guillaume.canar.free.fr/echantillonnage.pdf)

GLATRON, S., 1997. Qu'est-ce qu'un expert ?, *Vacarme*, 3: 26-27.

GOFFE, L., 2011. *État de conservation des habitats d'intérêt communautaire des dunes non boisées du littoral atlantique - Méthode d'évaluation à l'échelle du site Natura 2000 – Version 1*. Rapport SPN 2011-18. Muséum National d'Histoire Naturelle /Office National des Forêts /Conservatoire Botanique National de Brest.

GOLDBERG, E., KIRBY, K., HALL, J. & LATHAM, J., 2007. The ancient woodland concept as a practical conservation tool in Great Britain, *J. Nat. Conserv*. 15: 109-119.

GOLDBERG, E., PETERKEN, G. & KIRBY, K., 2011. Origin and evolution of ancient woodland inventory, *Br. Wildl.,* 23(2): 90–96.

GOSSELIN, M. & LAROUSSINIE, O., 2004. *Biodiversité et gestion forestière. Connaître pour préserver.* Cemagref editions.

GRELLIER, M., NICET, J. B. & RINGELSTEIN, J., 2012. *Etude d'identification des zones de conservation prioritaires dans le cadre de la mise en place d'une Réserve Naturelle Nationale dans les îles Eparses: cas de l'île d'Europa*. Mémoire de fin d'étude. ENGEES MNHN. Pareto écoconsult, Terres Australes et Antarctiques Françaises.

GRIME, J. P., 1979. *Plant strategies and vegetation processes.* John Wiley & Sons, Chichester.

GRIME, J.P., 2001. *Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties*. J. Wiley & Sons, Chichester.

GUYONNEAU, J., 2004. *Inventaire et cartographie des habitats naturels et semi-naturels en Franche-Comté, définition d'un cahier des charges*. Conservatoire Botanique de Franche-Comté, DIREN de Franche-Comté, version octobre 2004.

HARMON, M.E., FRANKLIN, J.F., SWANSON, F.J., SOLLINS, P., GREGORY, S.V., LATTIN, J.D., ANDERSON, N.H., CLINE, S.P., AUMEN, N.G., SEDELL, J.R., LIENKAEMPER, G.W., CROMACK Jr., K. & CUMMINS K.W., 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Adv. Ecol. Res*. 15: 133–302.

HARRIS, L. D., 1984. *The fragmented forests.* Island biogeography theory and the preservation of biotic diversity. University of Chicago press.

HARRISON, S., BRUNA, E., 1999. Habitat fragmentation and large-scale conservation: what do we know for sure? *Ecography* 22: 225–232.

HÄTTENSCHWILER, S., MIGLIETTA, F., RASCHI, A. & KÖRNER, C., 1997. Morphological adjustments to elevated CO_2 in mature *Quercus ilex* tress growing around natural CO_2 springs. *Acta Oecol*. 18: 361-365.

HELM, A., ZOBEL, M., MOLES, A.T., SZAVA-KOVATS, R. & PÄRTEL, M., 2015. Characteristic and derived diversity: implementing the species pool concept to quantify conservation condition of habitats. *Diversity Distrib.,* 21: 711–721.

HERMY, M. & VERHEYEN, K., 2007. Legacies of the past in the present-day forest biodiversity: a review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity, *Ecol. Res*., 22: 361-371.

HILL, J.M., EARNSHAW, S., BURK, C. & GALLYOT, J., 2012. *Reviewing and recommending methods for determining reference conditions for marine benthic habitats in the north east Atlantic region*. Marine ecological surveys Ltd - A report for the Joint Nature Conservation Committee, JNCC Report N°. 464.

HOOPER, D. U., CHAPIN III, F. S., EWEL, J. J., HECTOR, A., INCHAUSTI, P., LAVOREL, S., LAWTON, J. H., LODGE, D. M., LOREAU, M., NAEEM, S., SCHMID, B., SETÄLÄ, H., SYMSTAD, A. J., VANDERMEER, J. & WARDLE, D. A., 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, 75: 3–35.

HUGGETT, A.J., 2005. The concept and utility of ecological thresholds in biodiversity conservation. *Biological Conservation*, 124: 301–310.

HULME, P., 1996. Herbivory, plant, regeneration, and species coexistence. *J. Ecol*., 84: 609-615.

IFN (Institut national de l'information géographique et forestière), 2014. *Le mémento, la forêt en chiffre et en carte*. Edition 2014. IGN, Saint-Mandé, 32 p.

IZHAKI, I. & NE'EMAN, G., 1996. The effect of porcupine and bast scale on Aleppo pine recruitment after fire. *Acta Oecol.* 17, 97-107.

JACTEL, H. & MENASSIEU, P., 2005. La cochenille du pin maritime Matsuccocus feytaudi : nouvelles données épidémiologiques et perspectives de lutte, *For. Méd.,* 26(1): 37-46.

JACTEL, H., VAN HALDER, I., KERDELHUE, C., YART, A., VETILLARD, F., BRANCO, M. & MENASSIEU, P., 2008. Surveillance de l'invasion biologique de la Corse par la cochenille du Pin maritime *Matsucoccus feytaudi* et recherche de méthodes de lutte contre l'insecte ravageur. Rapport final du programme quadriennal 2005 - 2008. *Rapport*, *Dép. San. For.*

JOHNSON, R.K., LINDEGARTH, M. & CARSTENSEN, J. 2013. *Establishing reference conditions and setting class boundaries.* Deliverable 2.1-1, WATERS Report no. 2013:2. Havsmiljöinstitutet, Sweden.

JORRITSMA, I.T.M., VAN HESS, A.F.M. & MOHREN, G.M.J., 1999. Forest development in relation to ungulate grazing: a modeling approach. *Forest Ecol. Manag.* 120: 23-34.

LARRIEU, L. & GONIN, P. 2008. L'indice de diversité potentielle (IBP) : une méthode simple et rapide pour évaluer la biodiversité potentielle des peuplements forestiers. *Revue forestière française,* 2008-6: 727-748.

ŁASKA, G., 2001. The disturbance and vegetation dynamics: a review and an alternative framework. *Plant Ecology*, 157: 77-99.

LE MOIGNE, J.-L., 1977. *La Théorie du Système Général, Théorie de la Modélisation*. PUF, Paris.

LE MOIGNE, J.-L., 1999. *La Modélisation des systèmes complexes*, Dunod.

LEGEARD, J.P., SUBRENAT, P.Y., GAUTHIER, B., SENN, O. & BARON, D., 1997. Associer sylviculture et pâturage en forêt de production. Le cas du mélézin des Alpes du sud. *Forêt méditerranéenne*, 18(3) : 225-231.

LEPAREUR, F., 2011. *Évaluation de l'état de conservation des habitats naturels marins à l'échelle d'un site Natura 2000 - Guide méthodologique* - Version 1. Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle, Paris.

LEPAREUR, F., BERTRAND, S., PAPUGA, G. & RICHEUX, M., 2013. *État de conservation de l'habitat 1150 « Lagunes côtières » : Méthode d'évaluation à l'échelle du site Natura 2000 - Guide d'application Version 1*. Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle, Paris.

LESLIE, M., MEFFE, G.K., HARDESTY, J.L. & ADAMS, D.L., 1996. *Conserving Biodiversity on Military Lands: A Handbook for Natural Resource Managers*. The Nature Conservancy, Arlington, VA.

LINDENMAYER, D.B., FRANKLIN, J.F., FISCHER, J., 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological conservation,* 131: 433–445.

LOUETTE, G., ADRIAENS, D., PAELINCKX, D. & HOFFMANN, M., 2015. Implementing the Habitats Directive: How science can support decision making. *Journal for Nature Conservation*, 23: 27–34.

MAC ARTHUR, R. H. & WILSON, E. O., 1967. *The theory of island biogeography*. Princeton University Press.

MACIEJEWSKI, L., 2010. *Méthodologie d'élaboration des listes d' "espèces typiques" pour des habitats forestiers d'intérêt communautaire en vue de l'évaluation de leur état de conservation.* Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle, Paris.

MACIEJEWSKI, L., LEPAREUR, F., VIRY, D., BENSETTITI, F., PUISSAUVE, R. & TOUROULT, J., 2016. État de conservation des habitats : propositions de définitions et de concepts pour l'évaluation à l'échelle d'un site Natura 2000. *Revue d'écologie (Terre et Vie)*, 71(1) : 3-20.

MACIEJEWSKI, L., SEYTRE, L., VAN ES, J. & DUPONT, P., 2015. *État de conservation des habitats agropastoraux d'intérêt communautaire, Méthode d'évaluation à l'échelle du site.* Guide d'application. Version 3. Avril 2015. Rapport SPN 2015 - 43, Service du patrimoine naturel, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris.

MALTBY, E., HOGAN, D., & MCINNES, R., 1996. *Functional Analysis of European Wetland Ecosystems: Improving the Science Base for the Development of Procedures of Functional Analysis. The Function of River Marginal Wetland Ecosystems.* Phase 1 (FAEWE). Office for Official Publications of the European Communities.

MCELHINNY, C., GIBBONS, P., BRACK, C. & BAUHUS, J., 2005. Forest and woodland stand structural complexity: Its definition and measurement. *Forest Ecology and Management*, 218: 1-24.

MEIGGS, R., 1982. *Trees and timber in the ancient Mediterranean world*. Clarendon Press, Oxford.

MICHEL, C., 2007. *Protocole d'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers, application aux sites Natura 2000 des Hautes Vosges*. Parc naturel régional des Ballons des Vosges.

MITCHELL, J.E. & POPOVICH, S. J., 1997. Effectiveness of basal area for estimating canopy cover of ponderosa pine. *Forest Ecology and Management*, 95: 45-5 1

MUSEUM NATIONAL D'HISTOIRE NATURELLE [Ed]. 2003-2016. *Inventaire National du Patrimoine Naturel, site Web : http://inpn.mnhn.fr.* Le 28 janvier 2016.

NAEEM, S., 2002. Ecosystem consequences of biodiversity loss: the evolution of a paradigm. *Ecology*, 83: 1537–1552.

NOSS, R.F. & COOPERRIDER, A.Y., 1994. *Saving nature's legacy: protecting and restoring biodiversity*. Island Press.

NOSS, R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4(4): 355–364.

OLDEMAN, R.A.A., 1990. *Forests: elements of sylvology*. Springer-Verlag, Berlin.

ONF (Office national des forêts), 2011. *Schéma régional d'aménagement, Corse (Haute-Corse et Corse-du-Sud).* Office national des forêts, 253 p. + annexes.

OTTO, H.-J., 1998. Ecologie forestière. IDF, Paris.

PAILLET, Y. & GOSSELIN, M., 2011. Relations entre les pratiques de préservation de la biodiversité forestière et la productivité, la résistance et la résilience : Etat des connaissances en forêt tempérée européenne. *VertigO*, 11: 1–14.

PAILLET, Y., 2003. *Projet de guide de soins minimaux pour les forêts à fonction protectrice des Alpes du Nord. Deuxième volet : Approche de la dynamique naturelle des peuplements concernés par le guide.* Rapport d'étude. Août 2003. CEMAGREF, Département Gestion des Territoires, Unité de recherche des écosystèmes et paysages montagnards. Grenoble, 80 p.

PANAÏOTIS C., 2005. *Dynamique naturelle et gestion forestière. Le cas de la réserve MAB du Fango (Corse). Dans : premières rencontres : réserve de biosphère - réserves naturelles. Quelle place pour la naturalité dans la gestion des territoires ?* Colloque Vosges du Nord-Pfälzerwald, les 19 et 20 Avril 2005. www.mab.France/fr/naturalite_territoires/Actes%20Naturalit%E9.htm

PARLEMENT EUROPÉEN & CONSEIL DE L'UNION EUROPÉENNE, 2008. DIRECTIVE 2008/56/CE DU PARLEMENT EUROPÉEN ET DU CONSEIL du 17 juin 2008 établissant un cadre d'action communautaire dans le domaine de la politique pour le milieu marin (directive-cadre «stratégie pour le milieu marin») [en ligne]. Journal Officiel de l'Union Européenne. Récupéré de : http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32008L0056&rid=1 (consulté le 29.05.2015)

PARVIAINEN, J., BÜCKING, W., VANDEKERKHOVE, K., SCHUCK, A. & PAIVINEN, R.I., 2000. Strict forest reserves in Europe: efforts to enhance biodiversity and research on forests left for free development in Europe. *In*: *Forest reserves research network.* EU-COST-Action E4.

PETERKEN, G., 1977. Habitat conservation priorities in British and European woodlands*, Biol. Conserv.,* 11: 223-236.

PONS, A. & QUEZEL, P., 1985. The history of the flora and vegetation and past and present human disturbance in the Mediterranean region. *In*: Gómez-Campo, C. (Ed.), Plant conservation in the Mediterranean area. Dr. W. Junk Publishers, Dordrecht, pp. 25-43.

QUERE, E., 2005. *Guide méthodologique pour la mise en place de suivis de la végétation dans les sites NATURA 2000.* Conservatoire Botanique National de Brest.

QUEZEL, P. & MEDAIL, F., 2003. *Ecologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen*. Elsevier, Collection Environnement, Paris.

QUINN, J. F., & HASTINGS, A., 1987. Extinction in subdivided habitats. *Conservation Biology*, 1 (3): 198-208.

RAMADE, F., 1994. Eléments d'écologie : écologie fondamentale, 2e édition. Edisciences international, Paris 1989.

RAMEAU, J.-C., GAUBERVILLE, C. & DRAPIER, N., 2000. *Gestion forestière et diversité biologique. Identification et gestion intégrée des habitats et espèces d'intérêt communautaire*. France - Domaine atlantique – ENGREF, ONF, IDF.

RAMEAU, J.-C., MANSION, D., DUME, G. & GAUBERVILLE, C., 2008. *Flore forestière française*, Tome 3 Région méditerranéenne. IDF.

RATHGEBER, C., GUIOT, J., ROCHE, P. & TESSIER, L., 1999. Augmentation de productivité du chêne pubescent en région méditerranéenne française. *Ann. For. Sci.,* 56: 211-219.

RICHARDS, A.E., FORRESTER, D.I., BAUHUS, J.M. & SCHERER-LORENZEN, 2010. The influence of mixed tree plantations on the nutrition of individual species: A review. *Tree Physiology*, 30(9): 1192-1208.

ROSSI, M. & VALLAURI, D., 2013. *Evaluer la naturalité. Guide pratique*, version 1.2. WWF, Marseille.

ROUVEYROL, P., HERARD, K. & LEPAREUR, F., 2015. *Guide méthodologique de Saisie des Formulaires Standards de Données des sites Natura 2000* – MNHN-SPN. 90 p.

ROYER, J.-M., 2009. Petit précis de phytosociologie sigmatiste. *Bulletin Société Botanique Centre-Ouest*, Numéro spécial 33, Jarnac.

SCHERRER, B., 1984. *Biostatistique.* Gaëtan Morin Editeur, Boucherville.

SCHNITZLER-LENOBLE, A., 2002. *Ecologie des forêts naturelles d'Europe : Biodiversité, sylvigénèse valeur patrimoniale des forêts primaires*. Editions Tec&Doc, Paris.

SCHUCK, A., PAIRVIAINEN, J. & BÜCKING, W., 1994. A review of approaches to forestry research on structure, succession and biodiversity of undisturbed and semi-natural forests and woodlands in Europe. *European Forest Institute* Working Paper 3: 1-62.

SCHUCK, A., PARVIAINEN, J. & BÜCKING, W., 1994. A review of approaches to forestry research on structure, succession and biodiversity of undisturbed and semi-natural forests and woodlands in Europe. *European Forest Institute Working Paper* 3:1-62.

SCHULZE, E.D., BOURIAUD, L., BUSSLER, H., GOSSNER, M., WALENTOWSKI, H., HESSENMÖLLER, D., BOURIAUD, O. V. & GADOW, K., 2014. Opinion Paper: Forest Management and Biodiversity. *Web Ecology* 14: 3–10.

SCHVESTER, D. & FABRE, J.P., 2001. Le dépérissement du pin maritime des Maures et de l'Estérel provoqué par *Matsucoccus feytaudii* Fucasse (Homoptera, Matsucoccidae), connaissances acquises de 1964 à 1990. 1. Historique et rôle des insectes. *Forêt médit.* 22: 213-234.

SIMBERLOFF, D.S., 1980. A succession of paradigms in ecology essential to materialism and probabilism. *Synthese,* 42: 3-39.

SOUTHWOOD, T.R.E., 1961. The Number of Species of Insect Associated with Various Trees. *Journal of Animal Ecology* 30: 1–8.

SPRUGEL, D.G., 1991. Disturbance, equilibrium and environmental variability: What is naturel vegetation in a changing environment? *Biol. Conserv.*, 58: 1-18.

STODDARD, J. L., LARSEN, D. P., HAWKINS, C. P., JOHNSON, R. K. & NORRIS, R. H., 2006. Setting expectations for the ecological condition of streams: the concept of reference condition. *Ecological Applications*, 16(4): 1267-1276.

TARREGA, R., CALVO, L. & TRABAUD, L., 1992. Effect of high temperatures on seed germination of two woody Leguminosae. *Vegetatio* 102: 139-147.

TATONI, T., BARBERO, M. & GACHET-BOUDEMAGHE, S., 1999. Dynamique des boisements naturels en Provence. Ingénieries-EAT, Boisements naturels des espaces agricoles s.n., 49-57.

THIRGOOD, J. V., 1981. *Man and the Mediterranean forest. A history of resource depletion*. Academic Press, London & New York.

TILLIER, S., 2011. Gérer durablement la forêt méditerranéenne, exemple du Parc naturel régional des Alpilles. Thèse de doctorat en géographie. Université du Maine. Le Mans.

TRABAUD, L. & LEPART, J., 1980. Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. *Vegetatio;* 43: 49-57.

TRABAUD, L., 1987. Dynamics after fire of sclerophyllous plant communities in the Mediterranean Basin. *Ecol. Medit*. 13: 25-37.

TRABAUD, L., 1993a. From the cell to the atmosphere: an introduction to interactions between fire and vegetation. *In*: TRABAUD, L., PRODON, R. (Eds.), Fire in Mediterranean ecosystems. European Commission. Ecosystem Research Report, 5, Brussels, pp. 13-21.

TRABAUD, L., 1993b. Reconstitution après incendie de communautés ligneuses des Albères (Pyrénées-Orientales françaises). *Vie milieu,* 43: 43-51.

VALLAURI, D., ANDRÉ, J., DODELIN, B., EYNARD-MACHET, R. & RAMBAUD, D. (coord.), 2005. *Bois mort et à cavités : une clé pour des forêts vivantes*. Editions Tec & Doc. Paris.

VERNET, J.L., 1997. *L'homme et la forêt méditerranéenne de la Préhistoire à nos jours.* Editions Errance, Paris.

VIGO, J., CARRERAS, J. & FERRÉ, A., 2005. *Manual dels hàbitats de Catalunya*. vol I-VIII. Barcelona: Departament de Medi Ambient i Habitatge. Generalitat de Catalunya.

VILLARD, M.A. & HACHE, S., 2012. Conifer plantations consistently act as barriers to movement in a deciduous forest songbird: A translocation experiment. *Biological Conservation*, 155: 33–37.

VIRY, D. 2013. *État de conservation des habitats humides et aquatiques d'intérêt communautaire. Méthode d'évaluation à l'échelle du site Natura 2000. Rapport d'étude. Version 1.* Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle, Paris.

VON BERTALANFFY, L., 1993. *Théorie générale des systèmes*, Dunod. ed. Paris.

WHITE, P. S. & PICKETT, S. T. A., 1985. Natural disturbance and patch dynamics: An introduction, pp. 3-13. In: PICKETT, S. T. A. & WHITE, P. S. (eds), The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, New York.

YAPP, R.H., 1922. The Concept of Habitat. *Journal of Ecology*, 10: 1–17.

ZAMORA, R., GOMEZ, J.M., HODAR, J.A., CASTRO, J. & GARCIA, D., 2001. Effect of browsing by ungulates on sapling growth of Scots pine in a Mediterranean environment: consequences for forest generation. Forest. Ecol. Manag. 144: 33-42.

ZAMORA, R., HÓDAR, J.A. & GÓMEZ, J.M., 1999. Plant-herbivore-interaction: beyond a binary vision. In: Pugnaire, F.I., Valladares, F. (Eds.), Handbook of functional plant ecology. Marcel Dekker, New York & Basel, pp. 677-718.

ANNEXES

ANNEXE 1

Grilles d'analyse pour l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire version 2 (à gauche) et version 1 (à droite)

VERSION 2 (2016)							VERSUS	VERSION 1 (2009)			
PARAMÈTRE	CRITÈRE		Indicateurs		MODALITÉ	NOTE	Passage de la V1 vers la V2	NOTE	MODALITÉ	INDICATEUR	CRITÈRE
			Option	Description des indicateurs							
Surface couverte (dynamique spatiale)	Surface de l'habitat		Evolution de la surface		Stabilité ou progression	0	NOUVEAU				
					Régression	-10					
	Morcellement et fragmentation		Au sein du site		Connectivité stable ou en amélioration	CONTEXTE					
					Diminution de la connectivité						
			Avec l'environnement		Connectivité stable ou en amélioration	CONTEXTE					
					Diminution de la connectivité						
Composition, structure, fonctions	Intégrité de la composition	Intégrité dendrologique (A ou B)	A	Pourcentage de recouvrement des essences allochtones de l'habitat	Aucune essence allochtone de l'habitat (< 1%)	0	découpler les données Intégrité denrdologique et atteintes lourdes	(0)	Aucune essence non typique de l'habitat et aucune atteinte "lourde"	% de recouvrement d'essences non typiques de l'habitat	Intégrité de la composition dendrologique
					1 à 5 % d'essences allochtones de l'habitat	-5		(-5)	1 à 5 % d'essences non typiques de l'habitat et aucunes atteintes		
					5 à 15 % d'essences allochtones de l'habitat	-10		(-10)	5 à1 5 % d'essences non typiques de l'habitat ou moins de 15% d'atteintes		
					15 à 30 % d'essences allochtones de l'habitat	-30		(-30)	15 à 30 % d'essences non typiques de l'habitat ou 15 à 30 % d'atteintes		
					Plus de 30 % d'essences allochtones de l'habitat	-40		(-60)	Plus de 30 % d'essences non typiques de l'habitat ou plus de 30 % d'atteintes		
			B	Pourcentage de surface terrière des essences allochtones de l'habitat	Aucune essence allochtone de l'habitat (< 1%)	0	découpler les données Intégrité denrdologique et atteintes lourdes	(0)	Aucune essence non typique de l'habitat et aucune atteinte "lourde"	% de recouvrement d'essences non typiques de l'habitat	Intégrité de la composition dendrologique
					1 à 5 % d'essences allochtones de l'habitat	-5		(-5)	1 à 5 % d'essences non typiques de l'habitat et aucunes atteintes		
					5 à 15 % d'essences allochtones de l'habitat	-10		(-10)	5 à1 5 % d'essences non typiques de l'habitat ou moins de 15% d'atteintes		
					15 à 30 % d'essences allochtones de l'habitat	-30		(-30)	15 à 30 % d'essences non typiques de l'habitat ou 15 à 30 % d'atteintes		
					Plus de 30 % d'essences allochtones de l'habitat	-40		(-60)	Plus de 30 % d'essences non typiques de l'habitat ou plus de 30 % d'atteintes		
		EEE (arborée et herbacée)	Fréquence d'apparition dans les relevés		Absence totale	0	découpler les données Intégrité denrdologique et atteintes lourdes, et	x	*Possibilité d'utiliser les données "atteintes lourdes"*	*% de recouvrement de l'atteintes*	*Atteintes "lourdes" : espèces exotiques envahissantes, dégâts au sol, perturbations hydrologiques*
					Présence, et fréquence < 30 %	-10		x	*Possibilité d'utiliser les données "atteintes lourdes"*		
					Présence, et fréquence > 30 %	-20		x	*Possibilité d'utiliser les données "atteintes lourdes"*		
	Cycle sylvigénétique	Très gros bois vivants (A ou B)	A	Nombre de TGB à l'hectare	Plus de 8 TGB/ha	+5	Retravailler les données pour le bonus	x	*Possibilité de réutiliser les données "TGB"*	Quantité à l'hectare de très gros bois (TGB)	Très gros arbres vivants
					5 à 8 TGB/ha	0		0	5 TGB/ha et plus		
					3 à 5 TGB/ha	-5		-2	3 à 5 TGB/ha		
					1 à 3 TGB/ha	-10		-10	1 à 3 TGB/ha		
					Moins de 1 TGB/ha	-20		-20	Moins de 1 TGB/ha		
			B	Ratio entre la surface terrière des TGB et la surface terrière totale	15 % < G TGB/Gtot	+5	Retravailler les données pour le bonus	x	*Possibilité d'utiliser les données "TGB"*	Quantité à l'hectare de très gros bois (TGB)	Très gros arbres vivants
					8 % < G TGB/Gtot < 15 %	0		0	5 TGB/ha et plus		
					5 % < G TGB/Gtot < 8%	-5		-2	3 à 5 TGB/ha		
					2 % < G TGB/Gtot < 5%	-10		-10	1 à 3 TGB/ha		
					G TGB/Gtot < 2%	-20		-20	Moins de 1 TGB/ha		
		Dynamique de renouvellement — Futaie régulière ou	Pourcentage de la surface en jeune peuplement		Surface en JP comprise entre 5 et 20 %	0	Nouveau seuil, retravailler les données	0	Surface en JP comprise entre 5 et 30 %	Surface en jeune peuplement	Futaie régulière ou taillis — Dynamique de renouvellement
					Surface en JP < 5 % ou > 20 %	-10		-10	Surface en JP comprise entre < 5 ou > 30 %		
		Autres cas	Évaluation à dire d'expert de la capcacité de régénération		Aucun problème de régénération	0	Nouvelle modalité, retravailler les données si infos existantes	0	Pas de problème de régénération	Problème de régénération	Autres cas
					Régénération "moyenne" (quelques pbs de régénération)	-5					
					Problèmes de régénération très important	-10		-10	Problème de régénération		
	Cycle de la matière (Bois mort et saproxylique)	Bois mort	Nombre de bois morts>30 cm (sur pied ou au sol) à l'hectare		Plus de 8 arbres morts (sur pied ou au sol) de 30 cm de diamètre /ha OU plus de 6 arbres morts (sur pied ou au sol) de 30 cm de diamètre /ha DONT (au moins) 1 GB mort	+5	Retravailler les données pour le bonus. Nouveau seuil, à garder en tête pour l'analyse	x	*Possibilité d'utiliser les données "Bois mort"*	Quantité à l'hectare de gros arbres morts (diamètre > 35 cm) sur pied ou au sol	Bois mort
					entre 6 et 8 arbres morts (sur pied ou au sol) de 30 cm de diamètre /ha	0		0	plus de 6 arbres morts (sur pied ou au sol) de 35 cm de diamètre /ha		
					entre 3 et 6 arbres morts (sur pied ou au sol) de 30 cm de diamètre /ha	-5		-2	entre 3 et 6 arbres morts (sur pied ou au sol) de 35 cm de diamètre /ha		
					entre 1 et 3 arbres morts (sur pied ou au sol) de 30 cm de diamètre /ha	-10		-10	entre 1 et 3 arbres morts (sur pied ou au sol) de 35 cm de diamètre /ha		
					moins de 1 arbre mort (sur pied ou au sol) de 30 cm de diamètre /ha	-20		-20	moins de 1 arbre mort (sur pied ou au sol) de 35 cm de diamètre /ha		
		Présence d'insects saproxyliques exigeants	Optionnel	Bonus/Malus attribué au bois mort si présence d'espèces saproxyliques exigeantes	Plus de 5 espèces très exigeantes (indice fonctionnel + indice patrimonial >= 5)	+2	=	+2	Plus de 5 espèces très exigeantes (indice fonctionnel + indice patrimonial >= 5)	Présence d'insects saproxyliques exigeants	
					Présence d'espèces exigeantes : 1 à 4 espèces à Ip+If>=5 et plus de 5 espèces à Ip+If>=4	0		0	Présence d'espèces exigeantes : 1 à 4 espèces à Ip+If>=5 et plus de 5 espèces à Ip+If>=4		
					Des prospections poussées n'ont pas permis de trouver d'espèces exigeantes : 0 espèces Ip+If>=5 et moins de 5 espèces Ip+If>=4	-2		-2	Des prospections poussées n'ont pas permis de trouver d'espèces exigeantes : 0 espèces Ip+If>=5 et moins de 5 espèces Ip+If>=4		
							NON RETENU	0	Plus de 40 % d'espèces typiques en moyenne (flore)	Proportion d'espèces typiques présentes en moyenne	Flore typique de l'habitat
								-5	Entre 20 et 40 % d'espèces typiques en moyenne (flore)		
								-10	Moins de 20 % d'espèces typiques en moyenne (flore)		
Altérations	Atteintes au niveau de l'unité		Atteintes au sol (tassement, perturbations hydrologiques, etc.) et leur recouvrement		0 à 2 % de dégât au sol	0	découpler les données Intégrité denrdologique et atteintes lourdes	x	Utiliser les données "atteintes lourdes"	% de recouvrement de l'atteintes	Atteintes "lourdes" : espèces exotiques envahissantes, dégâts au sol, perturbations hydrologiques
					2 à 10 % de dégât au sol	-10		x	Utiliser les données "atteintes lourdes"		
					10 à 20 % de dégât au sol	-15		x	Utiliser les données "atteintes lourdes"		
					Plus de 20 % de dégât au sol	-20		x	Utiliser les données "atteintes lourdes"		
	Atteintes "diffuses" au niveau du site		Dire d'expert sur les atteintes dont l'impact est difficilement quantifiable en surface		Atteintes négligeables ou nulles	0	=	0	Atteintes négligeables ou nulles	Dégâts sur la végétation dus à l'abroutissement, dommages dus à une surfréquentation humaine, impact des incendies	Atteintes "diffuses dans le site" : impact des grands ongulés, de la surfréquentation, des incendies…
					Atteintes moyennes (ponctuelles, maitrisées)	-10		-10	atteintes moyennes (ponctuelles, maîtrisées)		
					Atteinte(s) importante(s), dynamique de l'habitat remis en cause	-20		-20	Atteintes importantes, dynamique de l'habitat remise en cause		

ANNEXE 2
La surface terrière d'un peuplement : qu'est-ce que c'est ? Comment la mesurer ?

Définition

D'un point de vue théorique, la surface terrière '*g*' d'un arbre est la surface de sa section transversale à 1,30 m. La surface terrière G d'un peuplement (ou d'un ensemble quelconque d'arbres) est alors la somme des surfaces terrières de tous les arbres constituant ce peuplement (ou cet ensemble). On se restreint le plus souvent aux arbres précomptables (exemple : arbres de plus de 17,5 cm de diamètre). En cohérence avec les normes internationales, la surface terrière est habituellement donnée en mètres carrés (et généralement en m²/ha). D'un point de vue plus pratique, on ne peut raisonnablement accéder à la surface exacte de la section d'un arbre à 1,30 m. On réalise donc une estimation. En raison de la simplicité de la mesure de circonférence, les forestiers ont donc préféré adopter une définition plus pragmatique de la surface terrière : la surface terrière d'un arbre est la surface du cercle ayant pour circonférence la circonférence de l'arbre à 1,30 m. La mesure de circonférence permet ainsi, en théorie, d'obtenir une estimation exacte de la surface terrière (Cordonnier *et al.*, 2007).

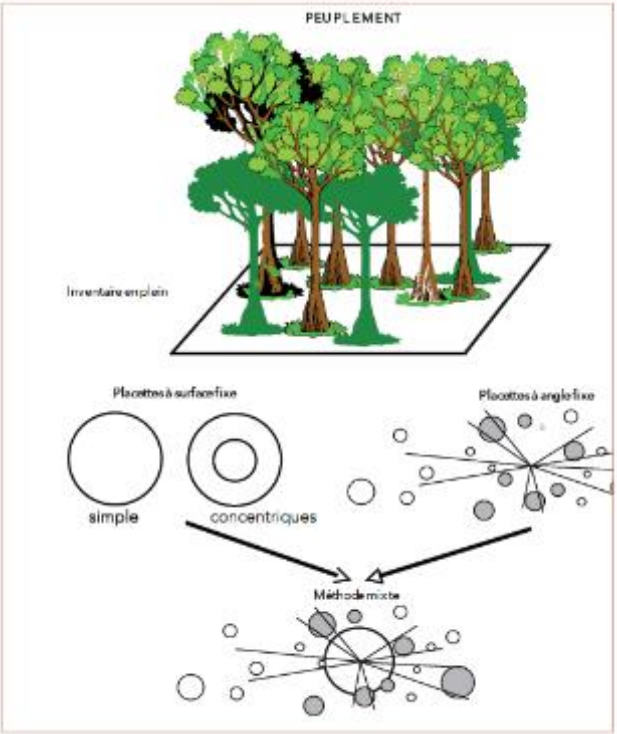


Figure 1 : Méthodes d'estimation de la surface terrière d'un peuplement (extrait de Cordonnier *et al.,* 2007)

La surface terrière est une bonne estimation de la fermeture du couvert par les houppiers et un bon indicateur de leur état de concurrence. Elle permet également, combinée à une hauteur totale d'un arbre (ou hauteur totale moyenne d'un peuplement), d'estimer, avec une précision acceptable, le volume tige principale de l'arbre (respectivement du peuplement) (Cordonnier *et al.*, 2007).

Comment mesurer la surface terrière ?

- ✓ *En plein*

Il existe différentes méthodes permettant d'appréhender la surface terrière dans un peuplement de surface connue (Fig. 1). La méthode la plus directe est la réalisation d'un inventaire en plein avec mesure des circonférences (ou diamètres). Ce type d'inventaire permet théoriquement d'obtenir une mesure exacte de la surface terrière du peuplement. L'expérience montre cependant qu'il doit être plutôt réservé à des peuplements présentant une faible densité.

- ✓ *Échantillonnage statistique*

Les méthodes actuellement les plus usitées sont celles basées sur un échantillonnage statistique avec placettes à surface fixe ou placettes à angle fixe Les placettes à surface fixe, le plus souvent circulaires et de rayon supérieur à

20 m dans le cas des peuplements adultes, nécessitent une implantation rigoureuse (Duplat et Perrotte, 1981). L'ensemble des circonférences (ou diamètres) des arbres est mesuré sur chaque placette.

Il existe deux types de petits matériels, soit **par encoche**, soit **par dispositif optique** :
Matériels à encoche :
- planchette à chainette avec différentes encoches (facteurs ½, 1 ou 2) :
- encoche sur dendromètre Suunto (facteur 1),
- « porc-épic » ou porte-encoches (facteur 1, 2 ou 4) à têtes interchangeables.

Matériels à dispositif optique :
- prisme relascopique (facteur 1, 2 ou 4) avec un facteur par prisme
- relascope de Bitterlich (facteurs 1, 2 ou 4 par lecture de bandes)

Les moins onéreux sont les appareils à encoches mais ils demandent de bien s'étalonner. Attention à l'utilisation des têtes « porc-épic » pour les pentes (erreurs dues à l'utilisation de fourchettes de pente). Les dispositifs optiques offrent un confort de visée donc de fiabilité mais le jeu d'ombre et de lumière en forêt est parfois gênant pour leur utilisation.

D. François, ONF

Relascope à encoches ONF

D. François, ONF

Relascope à encoches porc-épic

D. François, ONF

Prismes relascopiques

D. François, ONF

Relascope de Bitterlich

Encadré 1 : Appareils de mesure de la surface terrière pour placettes à angle fixe (extrait de Cordonnier *et al.,* 2007)

Dans le cas des placettes à angle fixe, la mesure de surface terrière se fait grâce à l'utilisation d'un angle de visée ou facteur (méthode dite de l'angle critique). Il existe, sur les appareils actuels (relascope de Bitterlich, prisme relascopique, planchette relascopique, etc.), une ou plusieurs valeurs d'angles de visée ou facteurs (cf. encadré 1).

Sur chaque point d'arrêt, l'opérateur fait un tour d'horizon relascopique, visant chaque tige précomptable au niveau 1,30 m, sous l'angle correspondant à l'appareil choisi (cf. encadré 2 ; Marchal et Rondeux, 1995). Toutes les tiges de diamètre apparent suffisant (c'est-à-dire supérieur à l'angle horizontal fixé) sont comptabilisées, éventuellement distinguées selon l'essence et la catégorie de diamètre. Le nombre obtenu N est alors multiplié par le facteur de surface terrière FST (1, 2 ou 4) et donne une estimation ponctuelle de la surface terrière à l'hectare :

$$G\ (m^2/ha) = N \times FST$$

Le choix du facteur par l'opérateur, qui doit être fixé avant inventaire, dépend de la densité présumée des tiges sur les points d'observation sachant qu'il est souhaitable de prendre en compte 15 à 20 tiges par point (minimum 10 à 12 ; cette consigne vaut également pour les placettes à surface fixe) pour avoir une mesure fiable (voir tableau 1).

Appréciation de la densité	Très peu dense TSF ruinés...	Peu dense (TSF...)	Dense	Très dense « hêtraies cathédrales »
Surface terrière – G – présumée	< 5 m²/ha	5 à 20 m²/ha	20 à 35 m²/ha	> 35 m²/ha
Facteur FST recommandé*	Pas de tour relascopique	1	2	4
Valeur de l'angle horizontal	-	1/50	√2/50	2/50

* certains appareils ont un facteur 0,5 pour les tiges de sous-étage, facteur peu usité

Tableau 1 : choix du facteur de surface terrière FST en fonction du peuplement (extrait de Cordonnier *et al.,* 2007)

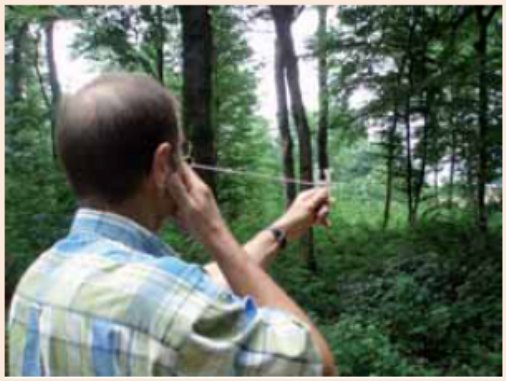
Encadré 2 : Mesure de surface terrière par un système à encoche (extrait de Cordonnier *et al.,* 2007)

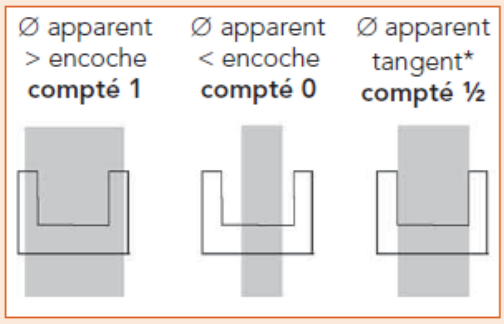
On compte le nombre d'arbres dont le tronc vu par l'observateur déborde l'encoche.
* Remarque : les arbres tangents sont souvent comptés pour ½ mais en toute rigueur il faudrait vérifier le diamètre de l'arbre et sa distance au point de mesure avec correction de pente si nécessaire (voir encadré 5) ; l'opérateur doit "se forcer" à prendre une décision, plutôt que de choisir 1/2 par facilité.

Pour obtenir une surface terrière fiable, il faut :
- avoir une bonne visibilité : en présence de végétation abondante (souille, taillis et régénération), réaliser les mesures hors feuilles ; sinon la surface terrière est sous estimée (risque très élevé de ne pas voir les plus gros arbres les plus éloignés) ;
- viser à 1,30 m ; or un opérateur dont l'œil est à 1,60 m au-dessus du sol a « naturellement » tendance à viser ce niveau au lieu « descendre » à 1,30 m, ce qui entraîne un biais négatif dont la valeur dépend de la décroissance moyenne du peuplement ;
- ne pas oublier l'arbre le plus proche (cas fréquent), les arbres cachés, les arbres lointains (gros diamètres) ;
- avoir une grande rigueur visuelle dans l'appréciation du seuil minimum de prise en compte (ex. 17,5 cm) ;

respecter la longueur de la chaînette (ne pas la remplacer par une ficelle dont la longueur peut varier) ;
- positionner correctement l'appareil pour la mesure ;
- garder même point de visée (pas de déplacement) ;
- veiller au risque de confusions entre FST 1 et 2 pour le système à porte-encoches ;
- bien mémoriser ou, mieux, repérer le début du tour d'horizon relascopique ;
- veiller aux problèmes d'accommodation visuelle de certains utilisateurs, notamment en fin de journée ou pour les porteurs de lunettes ;
- vérifier périodiquement le matériel, surtout s'il passe d'une main à l'autre : pointes des encoches non cassées, longueur de la chaînette, propreté du prisme.

La mesure est sans biais dans ces conditions… et pour des observateurs expérimentés d'où la nécessité de **s'étalonner et**





se contrôler à intervalles réguliers par l'intermédiaire de :
- terrièroscope : placettes servant de contrôle et où la surface terrière a été calculée à partir des mesures des diamètres et des distances
- comparaison entre observateurs sur un même inventaire.
- contrôle de certains diamètres au compas en cas de classement par catégories PB, BM et GB ; en général les GB sont sous estimés car les oublis des tiges éloignées sont plus fréquents. La ventilation à vue par classe de diamètre est à proscrire absolument !

CORDONNIER, T., TRAN-HA, M., PIAT, J. ET FRANÇOIS, D., 2007. La surface terrière, méthodes de mesure et intérêts. *RDV Techniques n°18, automne 2007.* ONF, 18 : 9-17.
DUPLAT P., PERROTTE G., 1981. Inventaire et estimation de l'accroissement des peuplements forestiers. Fontainebleau : ONF.
MARCHAL D., RONDEUX J., 1995. *Comment estimer la surface terrière d'un peuplement ?* Coll. « Fiches techniques », n° 3. Gembloux : Faculté des Sciences Agronomiques de Gembloux. 2 p. <en ligne : http://ww.fsagx.ac.be/gf/Fiches%20techniques/N%B03.pdf>

ANNEXE 3

Extrait des indicateurs de gestion durable des forêts françaises métropolitaines : indigénat des espèces d'arbres rencontrées en forêt métropolitaine (MAAF-IGN, 2016)

Annexe 5. Indigénat des espèces d'arbres rencontrées en forêt métropolitaine

*Cette liste a été initialement dressée pour l'édition 1995 des IGD avec l'aide de M. Jean-Claude Rameau (AgroParisTech), à partir de deux sources : les listes de l'*Inventaire forestier national *et la « Flore forestière française, guide écologique illustré », publiée par Rameau* et al., *1989 et 1993. Elle a été complétée par l'Inra et FCBA. Ce choix conduit à passer sous silence un certain nombre d'essences exotiques, généralement présentes en petites surfaces plus ou moins expérimentales.*
Sont définies comme espèces d'arbres indigènes, les espèces ayant colonisé le territoire métropolitain par des moyens naturels, ou bien à la faveur de facteurs anthropiques, mais dont la présence est dans tous les cas attestée avant l'année 1492.
Pour l'édition 2015 des IGD, les catégories « arbres acclimatés en France » et « arbres exotiques parfois rencontrés en forêt » ont été respectivement renommées « arbres non-indigènes fréquemment plantés en forêt » et « arbres non-indigènes parfois rencontrés en forêt », ce qui a conduit à déplacer certaines espèces d'une catégorie à l'autre. L'indigénat du Cytise et du Laurier du Portugal ont été reconnus, contrairement à celui du tilleul argenté. Le chêne faginé et le chêne à feuilles rondes ont été ajoutés. La nomenclature suit le référentiel taxonomique et nomenclatural de la Flore de France *(TaxRef v8, MNHN 2014). Des synonymes ont été indiqués quand ceux-ci sont également en usage courant. La distinction entre pins laricio de Corse et de Calabre a été maintenue.*

Liste des arbres indigènes rencontrés en forêt de France métropolitaine

Conifères

Abies alba Mill.	Sapin pectiné
Cupressus sempervirens L.	Cyprès d'Italie
Juniperus communis L.	Genévrier commun
Juniperus oxycedrus L.	Genévrier oxycèdre
Juniperus thurifera L.	Genévrier thurifère
Larix decidua Mill.	Mélèze d'Europe
Picea abies (L.) H.Karst.	Épicéa commun
Pinus cembra L.	Pin cembro
Pinus halepensis Mill.	Pin d'Alep
Pinus mugo subsp. *uncinata* (Ramond ex DC.) Domin	Pin à crochets
Pinus mugo Turra subsp. *mugo*	Pin mugo
Pinus nigra subsp. *salzmannii* (Dunal) Franco	Pin de Salzmann
Pinus nigra var. *corsicana* (J.W.Loudon) Hyl.	Pin laricio de Corse
Pinus pinaster Aiton	Pin maritime
Pinus pinea L.	Pin pignon
Pinus sylvestris L.	Pin sylvestre
Taxus baccata L.	If commun

◆ Feuillus

Acer campestre L.	Érable champêtre
Acer monspessulanum L.	Érable de Montpellier
Acer opalus Mill.	Érable à feuilles d'obier
Acer platanoides L.	Érable plane
Acer pseudoplatanus L.	Érable sycomore
Alnus cordata (Loisel.) Duby	Aulne de Corse
Alnus glutinosa (L.) Gaertn.	Aulne glutineux
Alnus incana (L.) Moench	Aulne blanc
Arbutus unedo L.	Arbousier
Betula pendula Roth	Bouleau verruqueux
Betula pubescens Ehrh.	Bouleau pubescent
Carpinus betulus L.	Charme
Castanea sativa Mill.	Châtaignier
Cornus mas L.	Cornouiller mâle
Crataegus monogyna Jacq.	Aubépine monogyne
Fagus sylvatica L.	Hêtre
Fraxinus angustifolia Vahl	Frêne oxyphylle
Fraxinus excelsior L.	Frêne commun
Fraxinus ornus L.	Frêne à fleurs
Ilex aquifolium L.	Houx
Juglans regia L.	Noyer commun
Laburnum anagyroides Medik.	Cytise
Malus sylvestris Mill.	Pommier sauvage
Olea europaea L.	Olivier
Ostrya carpinifolia Scop.	Charme houblon
Populus alba L.	Peuplier blanc
Populus nigra L.	Peuplier noir
Populus tremula L.	Tremble
Populus x *canescens* (Aiton) Sm.	Peuplier grisard
Prunus avium (L.) L.	Merisier
Prunus lusitanica L.	Laurier du Portugal
Prunus padus L.	Cerisier à grappes
Pyrus communis L.	Poirier commun
Pyrus spinosa Forssk.	Poirier à feuilles d'amandier
Quercus cerris L.	Chêne chevelu
Quercus ilex L. subsp. *ilex*	Chêne vert
Quercus ilex subsp. *ballota* (Desf.) Samp. syn. *Quercus rotundifolia* Lam.	Chêne à feuilles rondes (ou « à glands doux »)
Quercus faginea Lam	Chêne faginé
Quercus petraea Liebl.	Chêne rouvre
Quercus pubescens Willd.	Chêne pubescent
Quercus pyrenaica Willd.	Chêne tauzin
Quercus robur L.	Chêne pédonculé
Quercus suber L.	Chêne liège
Salix alba L.	Saule blanc
Salix caprea L.	Saule marsault
Salix daphnoides Vill.	Saule faux-daphné
Salix fragilis L.	Saule cassant
Salix pentandra L.	Saule à cinq étamines
Salix viminalis L.	Saule des vanniers
Sambucus nigra L.	Sureau noir
Sorbus aria (L.) Crantz	Alisier blanc
Sorbus aucuparia L.	Sorbier des oiseleurs
Sorbus domestica L.	Cormier
Sorbus latifolia (Lam.) Pers.	Alisier de Fontainebleau
Sorbus mougeotii Soy.-Will. & Godr.	Alisier de Mougeot
Sorbus torminalis (L.) Crantz	Alisier torminal
Tamarix gallica L.	Tamaris de France
Tilia cordata Mill.	Tilleul à petites feuilles
Tilia platyphyllos Scop.	Tilleul à grandes feuilles
Ulmus glabra Huds.	Orme de montagne
Ulmus laevis Pall.	Orme lisse
Ulmus minor Mill.	Orme champêtre

Liste des arbres non-indigènes fréquents en forêt métropolitaine (avec date d'introduction présumée)

Conifères

Abies nordmanniana (Steven) Spach	Sapin de Nordmann (1900)
Cedrus atlantica (Manetti ex Endl.) Carrière	Cèdre de l'Atlas (1886)
Larix kaempferi (Lindl.) Carrière	Mélèze du Japon (1900)
Larix x marschlinsii Coaz	Mélèze hybride (1960)
Picea sitchensis (Bong.) Carrière	Épicéa de Sitka (1845)
Pinus nigra J.F.Arnold subsp. *nigra*	Pin noir d'Autriche (1830)
Pinus nigra var. *calabrica* (J.W.Loudon) G.Schneid.	Pin laricio de Calabre (1900)
Pseudotsuga menziesii (Mirb.) Franco	Douglas (1842)

Feuillus

Populus spp.	Peupliers hybrides (fin XVIIe)
Populus deltoides Bartram ex Marshall	Peuplier deltoïde (1892)
Populus trichocarpa Torr. & A.Gray ex Hook.	Peuplier baumier (1892)
Quercus rubra L.	Chêne rouge (XVIIIe)
Robinia pseudoacacia L.	Robinier faux-acacia (1601)

Liste des arbres non-indigènes rares en forêt métropolitaine

Conifères

Abies bornmuelleriana Mattf.	Sapin de Turquie
Abies cephalonica J.W.Loudon	Sapin de Céphalonie
Abies cilicica (Antoine & Kotschy) Carrière	Sapin de Cilicie
Abies concolor (Gordon & Glend.) Lindl. ex Hildebr.	Sapin du Colorado
Abies grandis (Douglas ex D.Don) Lindl.	Sapin de Vancouver
Abies numidica Lannoy ex Carrière	Sapin de Numidie
Abies pinsapo Boiss.	Sapin d'Espagne
Abies procera Rehder	Sapin noble
Calocedrus decurrens (Torr.) Florin	Calocèdre
Cedrus deodara (Roxb. ex D.Don) G.Don	Cèdre de l'Himalaya
Cedrus libani A.Rich.	Cèdre du Liban
Cedrus libani var. *brevifolia* Hook.f.	Cèdre de Chypre
Chamaecyparis lawsoniana (A.Murray) Parl.	Cyprès de Lawson
Cryptomeria japonica (L.f.) D.Don	Cryptoméria du Japon
Cupressus arizonica Greene	Cyprès de l'Arizona
Cupressus atlantica Gaussen	Cyprès de l'Atlas
Cupressus dupreziana A.Camus	Cyprès du Tassili
Cupressus macrocarpa Hartw.	Cyprès de Lambert
Cupressocyparis x leylandii (A.B.Jacks. & Dallim.) Dallim. syn *Cupressus leylandii* Rushforth	Cyprès de Leyland
Metasequoia glyptostroboides Hu & W.C.Cheng	Métaséquoia
Pinus brutia Ten.	Pin brutia
Pinus brutia var. *eldarica* (Medw.) Silba	Pin eldarica
Pinus contorta Douglas ex J.W.Loudon	Pin tordu ou pin de Murray
Pinus radiata D.Don	Pin de Monterey
Pinus rigida Mill.	Pin dur du Nord
Pinus strobus L.	Pin blanc ou pin de Weymouth
Pinus taeda L.	Pin à encens
Populus nigra var. *italica* Münchh.	Peuplier d'Italie
Sequoia sempervirens (D.Don) Endl	Séquoia toujours-vert
Sequoiadendron giganteum (Lindl.) J.Buchholz	Séquoia géant
Taxodium distichum (L.) Rich.	Cyprès chauve
Thuja plicata D.Don ex Lamb.	Thuya géant
Tsuga heterophylla (Raf.) Sarg.	Tsuga hétérophylle

◆ Feuillus

Acacia dealbata Link	Mimosa
Acer negundo L.	Érable negundo
Aesculus hippocastanum L.	Marronnier d'Inde
Ailanthus altissima (Mill.) Swingle	Ailante glanduleux
Celtis australis L.	Micocoulier
Eucalyptus spp.	Eucalyptus ou Gommier
Gleditsia triacanthos L.	Févier d'Amérique
Juglans nigra L.	Noyer noir
Liquidambar styraciflua L.	Liquidambar
Liriodendron tulipifera L.	Tulipier de Virginie
Platanus orientalis L.	Platane d'Orient
Platanus x *hispanica* Mill. ex Münchh.	Platane hybride
Prunus serotina Ehrh.	Cerisier tardif
Quercus palustris Münchh.	Chêne des marais
Tilia tomentosa Moench	Tilleul argenté

La liste complète des espèces arborées présentes dans les forêts françaises (métropole et outre-mer) peut être consultée sur le site Internet du ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt, à l'adresse : <http://agriculture.gouv.fr/inventaire-ressources-genetiques-forestieres>

Le réseau Natura 2000 a pour objectif le maintien ou la restauration dans un état de conservation favorable des espèces et des habitats naturels listés dans les annexes de la Directive Habitats-Faune-Flore (DHFF). Le ministère en charge de l'écologie a chargé le MNHN de mettre en place des méthodes pour évaluer l'état de conservation des habitats d'intérêt communautaire dans les sites Natura 2000. Depuis 2008 des travaux sont engagés afin de mettre en place des méthodes d'évaluation de l'état de conservation par grand type d'habitat.

Une première version de la méthode d'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers a vu le jour en 2009 à partir d'une collaboration entre le Service du patrimoine naturel (SPN) du Muséum national d'Histoire naturelle et l'Office national des forêts (Carnino, 2009). Depuis, le SPN a élaboré des méthodes d'évaluation sur différents grands types d'habitat, ce qui a permis de faire évoluer et de préciser les concepts sous-jacents à l'évaluation de l'état de conservation. Nous avons également sollicité l'avis des utilisateurs et des différents acteurs de la forêt française. C'est pourquoi à partir de ces résultats, de la nouvelle littérature scientifique, de premiers résultats sur l'analyse des données de l'inventaire forestier national, mais aussi de tous les travaux de nos partenaires, nous avons souhaité faire évoluer cette méthode.

Ce 1er tome présente les définitions et les concepts indispensables à l'élaboration d'une méthode d'évaluation de l'état de conservation, mais aussi les éléments d'écologie forestière qui nous ont guidés. Nous présentons également toutes les ressources utilisées pour l'élaboration de ce guide, afin de mettre en évidence la continuité et la cohérence entre la version 1 et la version 2. Le 2e tome présente la méthode pratique et les indicateurs retenus. Nos méthodes se veulent faciles à mettre en œuvre, afin d'être reproductibles et accessibles au plus grand nombre, notamment grâce à la simplicité de la récolte des données, elles sont également des outils d'aide à la compréhension du fonctionnement des habitats.