

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

Application à quatre habitats élémentaires
des Hêtraies de l'*Asperulo-Fagetum* (9130)



Mémoire de fin d'études

Crédits photographiques pour la page de couverture (de gauche à droite) :

- Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix en forêt communale de Château-Chalon (39), Lise Maciejewski
- Forêt communale de Château-Chalon (39), Lise Maciejewski
- Sapinières-hêtraies à Dentaire pennée en forêt communale de Larrivoire (39), Lise Maciejewski



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

Application à quatre habitats élémentaires
des Hêtraies de l'*Asperulo-Fagetum* (9130)

Mémoire de fin d'études

FICHE SIGNALÉTIQUE

Formation des ingénieurs forestiers de l'ENGREF AgroParisTech	TRAVAUX D'ÉLÈVES
TITRE : 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 - Application à quatre habitats élémentaires des Hêtraies de l' <i>Asperulo-fagetum</i> (9130).	Mots clés : « espèce typique », évaluation de l'état de conservation, habitat forestier, directive « Habitats-Faune-Flore », modélisation
AUTEUR : Lise Maciejewski	Promotion : 18 ^e (2006-2010)
Caractéristiques : 1 volume - 114 pages - 31 figures - 13 tableaux - 11 annexes - 1 bibliographie.	

CADRE DU TRAVAIL

ORGANISME PILOTE OU CONTRACTANT : Service du patrimoine naturel (SPN), Muséum national d'histoire naturelle (MNHN)

Nom du responsable : Farid BENSETTITI

Fonction : Chef de projet Évaluation de l'état de conservation

Nom du correspondant ENGREF (pour un stage long) : Damien MARAGE

Tronc commun

Option

D. d'approfondissement

Stage en entreprise

Stage à l'étranger

Stage fin d'études

Autre

Date de remise : 27/08/2010

Contrat avec Gref Services Nancy

OUI

NON

SUITE À DONNER (réservé au service des études)

Consultable et diffusable

Confidentiel de façon permanente

Confidentiel jusqu'au / / , puis diffusable

Résumé

En réponse à la directive « Habitats-Faune-Flore », nous proposons une 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, que nous avons appliqué à quatre habitats élémentaires des Hêtraies de l'*Asperulo-Fagetum* (9130) dans le Jura. Elle se constitue d'une étape d'ajustement et d'analyse de modèles de distribution d'abondance des espèces par habitat élémentaire à partir des données issues de la base de donnée EcoPlant et des données recueillies sur le terrain, suivie de l'étude des traits d'histoire de vie des espèces retenues.

Summary

To fulfill the requirements of the “Habitats-Fauna-Flora” directive, we propose a methodology to develop lists of « typical species » for forest habitats of Community interest in order to contribute to the evaluation of their conservation status. We have applied it to four elementary habitats of *Asperulo-Fagetum* beech forests (9130) in Jura. The first step is to fit and analyze species abundance distributions models for each habitat, comparing data from the EcoPlant database and data collected on the field, and then study the life traits of the selected species.

- Remerciements -

À Farid Bensettiti du Muséum national d'histoire naturelle (MNHN) pour m'avoir encadrée dans ce projet, pour sa sollicitude, sa bienveillance et son aide précieuse au quotidien.

À Damien Marage d'AgroParistech-ENGREF pour m'avoir fait confiance et m'avoir permis de participer à ce projet, ainsi que pour sa participation et son aide tout au long de cette étude.

À Jacques Bardat du MNHN pour son aide, et pour avoir accepté de juger ce travail.

À Nathalie Carnino pour son aide, sa disponibilité et sa gentillesse lors de ce projet.

À Gilbert Billet et Jean-Luc Depraz de l'Office national des forêts (ONF) du Jura pour leur aide et leur enthousiasme lors de la phase de terrain ; et à Etienne Delannoy, Nicolas Sigaud, Anne Heurtaux, Jérôme Gagneur et Laurent Paulin de l'ONF, ainsi que Luc Terraz de la DREAL de Franche-Comté qui ont rendu cette phase de terrain possible.

À Jean-Philippe Siblet, directeur du Service du patrimoine naturel (SPN) du MNHN, pour avoir accepté de m'accueillir au sein de son service.

À Julien Touroult directeur adjoint du SPN, Piotr Daszkiewicz, Olivier Escuder, Vincent Gaudillat et Sylvie Chevallier du SPN et Richard Bœuf de l'ONF pour leur aide.

À Matthias Schneider, Hugues Casabonnet, Guillaume Dirberg, Anthony Doré et Julien Ringelstein du SPN pour leur soutien.

À toute l'équipe du SPN pour leur accueil chaleureux.

À Laureline Sibille pour avoir participé à la relecture de ce mémoire.

À mes parents, mon frère, à toute ma famille et mes amis, pour m'avoir aidée, soutenue et encouragée au quotidien depuis toujours.

Et merci à ceux que j'ai oublié avec toutes mes excuses.

- Sommaire -

1. Introduction	6
2. Contexte de l'étude	8
2.1. Présentation du Muséum national d'histoire naturelle et du Service du patrimoine naturel	8
2.2. Contexte juridique.....	8
2.2.1. Cadre international.....	8
2.2.1.1. Convention de Berne (1979).....	8
2.2.1.2. Convention de Rio (1992)	9
2.2.1.3. Directives européennes.....	9
2.2.2. Cadre national : législation française et le réseau Natura 2000 en France.....	10
3. Définitions	11
3.1. Évaluation de l'état de conservation	11
3.1.1. Quelques définitions (DHFF, 1992)	11
3.1.2. Évaluation de l'état de conservation des habitats.....	11
3.2. La notion d'« espèces typiques ».....	14
3.3. Méthode d'étude des communautés végétales et modèles de distribution d'abondance des espèces	15
3.3.1. Phytosociologie, concept et définition.....	15
3.3.2. Les modèles de distribution d'abondance et les diagrammes rang-fréquence.....	17
3.3.2.1. Modèle de distribution d'abondance géométrique ou modèle de Motomura, 1932 (Annexe 1)	18
3.3.2.2. Modèle de distribution d'abondance lognormal ou modèle de Preston, 1948-1962 (Annexe 2)	19
3.3.2.3. Modèle de distribution d'abondance de MacArthur (bâton brisé), 1957 (Annexe 3) ..	20
3.3.2.4. Modèle de distribution d'abondance de Zipf-Mandelbrot, 1953 (Annexe 4)	20
3.3.2.5. Indices de diversité	21
4. Méthodologie	22
4.1. Choix des habitats élémentaires étudiés	22
4.2. Création des « métarelevés ».....	23
4.2.1. Relevés de « référence ».....	24
4.2.1.1. Présentation de la base de données EcoPlant.....	24
4.2.1.2. Préparation des « métarelevés ».....	24
4.2.2. Relevés de terrain.....	25
4.2.2.1. Zones de prospection et protocole.....	25

4.2.2.2.	Classement des relevés par habitats élémentaires	26
4.3.	Ajustement des modèles de distribution d'abondance et indices de diversité.....	29
4.4.	Elaboration des listes d'« espèces typiques ».....	30
4.4.1.	Traits d'histoire de vie des espèces	30
4.4.2.	Méthodologie d'élaboration des listes	32
4.5.	Évaluation de l'état de conservation des habitats étudiés.....	34
5.	Résultats	34
5.1.	Modèles de distribution d'abondance des espèces.....	34
5.2.	Indices de diversité des habitats.....	40
5.3.	Listes d'« espèces typiques » par habitats élémentaires	43
5.4.	Évaluation de l'état de conservation des habitats choisis dans les sites	54
6.	Discussion	56
7.	Conclusion.....	63
Bibliographie.....		66
Contacts		70
Annexes.....		72

- Table des illustrations -

Tableaux

Tableau 1 : Nombre d'habitats et d'espèces dans chaque région biogéographique en 2007 (Bensettiti et Trouvilliez, 2009)	11
Tableau 2 : Règles d'évaluation de l'état de conservation d'un habitat générique d'intérêt communautaire (Bensettiti <i>et al.</i> , 2006).....	13
Tableau 3 : Nombre de relevés réalisés dans le Jura par habitats	26
Tableau 4 : Nombre de relevés disponibles dans EcoPlant, issus du tirage aléatoire réalisés à partir des relevés disponibles dans EcoPlant, et réalisés lors de la phase de terrain dans le Jura	29
Tableau 5 : Liste des données utilisées pour déterminer les « espèces typiques » avec leurs sources	32
Tableau 6 : Liste des modèles ajustés par habitats, strates et origines des données	35
Tableau 7 : Résultats du test des rangs signés.....	39
Tableau 8 : Indices de diversités par habitats, strates (limité à la strate arborée et herbacée) et origine des données, ainsi que le nombre de relevés utilisés.....	40
Tableau 9 : Explication des intitulés des « métarelevés »	41
Tableau 10 : Évaluation de l'état de conservation des Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélisque uniflore (9130-5) en forêt communale de Château-Chalon (39) en 2010.....	54
Tableau 11 : Évaluation de l'état de conservation des Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (9130-6) en forêt communale de Château-Chalon (39) en 2010	54
Tableau 12 : Évaluation de l'état de conservation des Hêtraies à Tilleul d'ubac sur sols carbonatés (9130-8) en forêt communale de Larrivoire (39) en 2010	55
Tableau 13 : Évaluation de l'état de conservation des Sapinières-hêtraies à Dentaire pennée (9130-12) en forêt communale de Larrivoire (39) en 2010	55

Figures

Figure 1 : Dispositif général de l'état de conservation dans le cadre de la directive « Habitats-Faune-flore » (Com. Bensettiti).....	12
Figure 2 : Stratification de la végétation (http://www.colvir.net/prof/chantal.proulx)	16
Figure 3 : Exemple de diagramme rang-fréquence.....	18
Figure 4 : Graphique d'exemple de modèle géométrique ajusté	19
Figure 5 : Graphique d'exemple de modèle lognormal ajusté	19
Figure 6 : Graphique d'exemple de modèle de MacArthur ajusté	20

Figure 7 : Graphique d'exemple de modèle de Zipf-Mandelbrot ajusté.....	21
Figure 8 : Hêtraies-chênaies à Pâturin de Chaix (9130-6) en forêt communale de Château-Chalon (39) ..	22
Figure 9 : Schéma des phases de réalisation des « métarelevés » issus des relevés d'EcoPlant	25
Figure 10 : Carte de situation des forêts étudiées dans le Jura (39) (Carnino, 2008)	25
Figure 11 : Graphique de l'AFC avec l'ensemble des relevés réalisés dans le Jura	27
Figure 12 : Graphique avec ajustement des différents modèles de distribution d'abondance sur la distribution d'abondance des espèces de la strate arborée des Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélisque uniflore (9130-5) à partir de tous les relevés issus d'EcoPlant.	30
Figure 13 : Aigrettes de pissenlit (http://fr.academic.ru/pictures/frwiki/80/Photos-photos_1088103921_Floating.jpg)	33
Figure 14 : Faîne de hêtre (http://img.over-blog.com/560x594/1/05/11/92/Fruits/Faines-du-hetre-2.jpg)	33
Figure 15 : Mycorhization (http://www.pepinieres-moissenot.fr/iso_album/mycorhize.gif)	33
Figure 16 : Graphique avec l'ajustement des différents modèles de distribution d'abondance sur la distribution d'abondance des espèces de la strate arbustive des Hêtraies à Tilleul d'ubac sur sols carbonatés (9130-8) à partir des relevés disponibles dans EcoPlant.	35
Figure 17 : Graphique avec l'ajustement des différents modèles de distribution d'abondance sur la distribution d'abondance des espèces de la strate herbacée des Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélisque uniflore (9130-5) à partir des relevés disponibles dans EcoPlant.....	35
Figure 18 : Graphique avec l'ajustement des différents modèles de distribution d'abondance sur la distribution d'abondance des espèces de la strate arbustive des Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélisque uniflore (9130-5) à partir des relevés disponibles dans EcoPlant.....	36
Figure 19 : Représentation des indices de diversité par « métarelevé » (limité aux strates arborée et herbacée).....	41
Figure 20 : Représentation des indices de diversité des « métarelevés » de la strate arborée selon l'habitat et l'origine des données	42
Figure 21 : Représentation des indices de diversité des « métarelevés » de la strate herbacée selon l'habitat et l'origine des données	42
Figure 22 : Représentation des indices de diversité des « métarelevés » issus des relevés du Jura selon l'habitat et la strate.....	43
Figure 23 : Représentation des indices de diversité des « métarelevés » issus des données d'EcoPlant selon l'habitat et la strate.....	43
Figure 24 : Carte d'aire de répartition des Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélisque uniflore (Extrait des cahiers d'habitats, Bensettiti <i>et al.</i> , 2001).....	46
Figure 25 : Photographie de l'Anémone des bois (<i>Anemone nemorosa</i>)	47
Figure 26 : Carte d'aire de répartition des Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (Extrait des cahiers d'habitats, Bensettiti <i>et al.</i> , 2001)	48
Figure 27 : Photographie du Gaillet odorant (<i>Galium odoratum</i>)	49
Figure 28 : Carte d'aire de répartition des Hêtraies à Tilleul d'ubac sur sols carbonatés (Extrait des cahiers d'habitats, Bensettiti <i>et al.</i> , 2001)	50
Figure 29 : Photographie de l'Ail des ours (<i>Allium ursinum</i>).....	51
Figure 30 : Carte d'aire de répartition des Sapinières-hêtraies à Dentaire pennée (Extrait des cahiers d'habitats (Bensettiti <i>et al.</i> , 2001)	52
Figure 31 : Photographie de la Mercuriale pérenne (<i>Mercurialis perennis</i>)	53

1. Introduction

Un nouveau rapport de l'Organisation des Nations Unies (ONU) paru au début de l'année 2010 met en garde contre la perte dramatique de la biodiversité dans le monde. Ce document qui servira de base lors du prochain sommet de la biodiversité à Nagoya au Japon, en octobre 2010, souligne l'urgence de prendre des mesures rapides, radicales et créatives pour freiner l'érosion de la biodiversité. La biodiversité est le terme servant à décrire la diversité de la vie sur terre. Elle reflète le nombre, la variété et la variabilité des organismes vivants, ainsi que la façon dont cette diversité change géographiquement et temporellement. La biodiversité englobe la diversité au sein des espèces, entre les espèces et entre les écosystèmes. L'ONU relance donc un signal d'alarme quant à l'érosion de la diversité biologique dans le monde.

Néanmoins, cela fait déjà plusieurs années que les citoyens et leurs représentants ont compris que cela devait être une priorité. Des initiatives ont été engagées au niveau mondial, telles que les engagements pris lors du « Sommet de la Terre » à Rio de Janeiro en 1992. En parallèle, l'Union européenne a fait de la dégradation continue des habitats naturels et des menaces pesant sur certaines espèces une préoccupation prioritaire de sa politique environnementale.

Deux directives européennes, les directives « Oiseaux » et « Habitats-Faune-Flore » (DHFF), ont été fondatrices d'un réseau écologique européen de sites naturels dédiés à la protection d'habitats naturels et semi-naturels et d'espèces rares, endémiques ou menacées, appelé Natura 2000. L'objectif de cette politique est de garantir le maintien de processus biologiques ou des éléments nécessaires à la conservation des types d'habitats ou des espèces pour lesquelles ils ont été désignés, c'est pourquoi une évaluation de leur état de conservation est nécessaire. Cette évaluation doit également permettre tous les six ans, comme prévu par l'article 17 de la DHFF, d'établir un état des lieux afin de suivre l'évolution des habitats naturels et espèces d'intérêt communautaire ; la première évaluation a concerné la période 2000 à 2006 et un rapport fut rendu début 2007. Chaque État membre s'est engagé à assurer le maintien ou le rétablissement des habitats naturels et des espèces de faune et de flore sauvages d'intérêt communautaire dans un état de conservation favorable (Art. 2 de la DHFF), afin de contribuer au maintien de la biodiversité.

L'état de conservation des habitats et espèces doit être évalué dans un rapport rendu tous les six ans au niveau biogéographique par obligation communautaire (Art. 17 de la DHFF), mais lors de la transcription de la DHFF dans le droit français (transposition de l'article 6 de la DHFF dans le Code de l'environnement), l'obligation d'une évaluation au niveau du site a été signifiée. Dans le présent rapport, nous nous intéressons à l'évaluation de l'état de conservation des habitats au niveau du site.

Les paramètres utilisés pour l'évaluation de cet état de conservation au niveau biogéographique sont, pour un habitat (Art. 1^{er} de la DHFF) : son aire de répartition naturelle, la surface couverte par l'habitat, la structure et les fonctions spécifiques de l'habitat, et les perspectives futures qui lui sont associées. La DHFF demande expressément la mise en place de listes d'« espèces typiques » participant au diagnostic de la structure et des fonctions de l'habitat. Cependant, ce terme n'est pas défini dans les textes de la DHFF, c'est pourquoi chaque État membre a interprété le terme d'une manière différente, ce qui a créé de fortes disparités dans le traitement de cette question lors de la première évaluation.

La France avait opéré à « dire d'experts » pour la mise en place de ces listes, cependant pour la deuxième période 2007-2012, il y a une volonté de développer une méthodologie claire et argumentée pour l'élaboration des listes d'« espèces typiques ».

En 2009, une méthodologie d'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers au niveau du site a été mise en place (Carnino, 2008 et 2009). L'aspect « espèces typiques » n'avait pu être abordé lors de ces travaux, c'est pourquoi il fait l'objet du présent rapport.

Après avoir expliqué le contexte de l'étude et avoir abordé les aspects théoriques et outils utilisés, nous proposons une méthodologie d'élaboration des listes d'« espèces typiques » au travers de la confrontation entre des « données de référence » et des données recueillies sur le terrain. Et ceci à partir de la mise en place de modèles de distribution d'abondance des espèces et de l'étude des traits d'histoire de vie des espèces retenues. Afin d'illustrer et de confronter cette méthode à la réalité du terrain, nous l'avons appliquée à quatre habitats élémentaires forestiers de l'*Asperulo-Fagetum* (9130) dans le Jura.

2. Contexte de l'étude

2.1. Présentation du Muséum national d'histoire naturelle et du Service du patrimoine naturel

Le Muséum national d'histoire naturelle (MNHN), est un établissement public à caractère scientifique, culturel et professionnel constitué sous la forme d'un grand établissement au sens de l'article L. 717-1 du code de l'éducation. Le MNHN est placé sous la tutelle conjointe du ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de la mer, du ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche, et du ministère de la culture. Dans le domaine des sciences naturelles et humaines, le MNHN a pour mission la recherche fondamentale et appliquée, la conservation et l'enrichissement des collections issues du patrimoine naturel et culturel, l'enseignement, l'expertise, la valorisation, la diffusion des connaissances et l'action éducative et culturelle à l'intention de tous les publics.

Le Service du patrimoine naturel (SPN) est un service commun rattaché à la direction générale du MNHN. Ce service a pour objectif de coordonner l'exécution par le MNHN de sa mission nationale d'inventaire de la biodiversité en conduisant ou encadrant les inventaires du patrimoine naturel national ou régional en assurant le suivi de la biodiversité, et de coordonner la contribution demandée par l'État au MNHN et à la communauté scientifique pour définir la politique de la France dans le cadre de la démarche européenne et internationale d'évaluation et de suivi de la biodiversité en vue de sa gestion. Par ses activités et ses productions, le SPN constitue un véritable centre de ressources sur la biodiversité.

L'expertise scientifique des directives « Habitats-Faune-Flore » et « Oiseaux » (*cf.* § 2.2.1.3.) en France constitue une des priorités d'action depuis plusieurs années. Le MNHN, en tant que Centre national de référence pour la nature, est intervenu lors des différentes étapes de la mise en place du réseau Natura 2000. Pour la phase de suivi du réseau, le MNHN a été chargé de la mise en place des méthodologies scientifiques devant permettre de répondre aux engagements de la DHFF en terme d'évaluation périodique de l'état de conservation des habitats et espèces d'intérêt communautaire (annexes I, II, IV et V) présentes sur le territoire métropolitain.

C'est dans ce cadre que ce stage de fin d'études s'inscrit, notamment dans la réflexion des outils méthodologiques à mettre en place comme aide à l'évaluation de l'état de conservation des habitats.

2.2. Contexte juridique

2.2.1. Cadre international

2.2.1.1. *Convention de Berne (1979)*

La convention de Berne relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel en l'Europe a pour objet d'assurer la conservation de la flore et de la faune sauvages et de leurs habitats naturels, notamment des espèces et des habitats dont la conservation nécessite la coopération de plusieurs États. Elle vise à promouvoir la coopération entre les États signataires, elle concerne toutes les espèces d'Europe et des pays non membres du Conseil de l'Europe mais invités à adhérer à la Convention.

La convention de Berne est entrée en vigueur en France le 1^{er} août 1990 (JO du 22 Août 1990 et du 6 février 1993).

2.2.1.2. *Convention de Rio (1992)*

Adoptée lors du « Sommet de la Terre » de 1992 organisée par l'ONU, la convention de Rio sur la diversité biologique a pour objectif d'assurer la conservation de la diversité biologique, de l'existence durable de ses éléments, du partage juste et équitable des avantages découlant de l'exploitation des ressources génétiques, notamment grâce à un accès satisfaisant aux ressources génétiques et à un transfert approprié des techniques pertinentes, compte tenu de tous les droits sur ces ressources et aux techniques, grâce à un financement adéquat (Art. 1^{er}). La majeure partie des dispositions de cet accord vise à établir des règles d'exploitation et de répartition des ressources tirées de la biodiversité. La loi n° 94-477 du 10 juin 1994 (JO du 11 juin 1994) autorise l'État français à ratifier la convention de Rio sur la biodiversité biologique.

2.2.1.3. *Directives européennes*

Directive « Oiseaux » (1979)

La directive n°79-409 (CE) relative à la conservation des oiseaux sauvages appelée directive « Oiseaux », constitue un prolongement de la convention de Paris du 18 octobre 1950 relative à la protection des oiseaux sauvages pendant leur reproduction et leur migration. Elle concerne la conservation de toutes les espèces d'oiseaux migratrices vivant à l'état sauvage sur le territoire des États membres, ainsi que leurs œufs, nids et habitats.

Cette directive impose aux États membres de prendre des mesures pour la préservation, le maintien ou le rétablissement des habitats des oiseaux. Afin de maintenir la diversité des habitats de ces oiseaux migrateurs, cette directive préconise la création de zones spéciales de protection (ZPS). La liste des zones importantes pour la conservation des oiseaux (ZICO, suite à un inventaire scientifique dressé en application d'un programme international de l'organisation non gouvernementale *Birdlife International*) sert de base pour désigner les ZPS.

Directive « Habitats-Faune-Flore » (1992)

La dégradation continue des habitats naturels et les menaces pesant sur certaines espèces sont une préoccupation majeure de la politique environnementale de l'Union européenne (UE), c'est pourquoi la présente directive, dénommée directive « Habitats-Faune-Flore » du 21 mai 1992 (DHFF), concerne la préservation des habitats naturels de la faune et de la flore sauvages et complète ainsi la directive « Oiseaux ». Les exigences de la convention de Berne (1979) ont servi de ligne de base pour cette directive. En effet, elle reprend les grandes lignes de cette convention, les renforce et les amplifie sur le territoire des États membres de la Communauté européenne. Elle donne pour objectif aux États membres la constitution d'un « réseau écologique européen cohérent de zones spéciales de conservation (ZSC), dénommé Natura 2000 » (Art.3). Les ZSC ne constituent pas des réserves intégrales d'où sont exclues toute activité économique mais bien plus souvent des zones au sein desquelles il importe de garantir le

maintien de processus biologiques ou des éléments nécessaires à la conservation des types d'habitats ou des espèces pour lesquelles elles ont été désignées.

Les annexes I et II de la DHFF regroupent les types d'habitats naturels et semi-naturels (annexe I) et la liste d'espèces animales et végétales (annexe II) d'intérêt communautaire dont la conservation nécessite la désignation de zones spéciales de conservation. L'annexe IV présente la liste des espèces animales et végétales qui nécessitent une protection stricte et l'annexe V la liste des espèces animales et végétales dont le prélèvement dans la nature et l'exploitation sont susceptibles de faire l'objet de mesures de gestion. L'annexe III détaille les critères de sélection susceptibles d'être identifiés comme sites d'importance communautaire (SIC) et désignés comme ZPS.

La fusion des ZPS de la directive « Oiseaux » et des ZSC de la directive « Habitats-Faune-Flore » en 2004 constitue le réseau écologique européen de sites naturels appelé Natura 2000.

L'objectif des directives « Habitats-Faune-Flore » et « Oiseaux » est la bonne conservation des habitats naturels et des espèces végétales et animales et constituent un outil majeur dans la préservation de la biodiversité. La DHFF impose aux États membres de réaliser une surveillance de l'état de conservation (Art. 11) et d'en rendre compte périodiquement (Art. 17). Sur cette base, la Commission européenne a demandé aux différents États membres de fournir une évaluation au niveau du domaine biogéographique. Un rapport doit être rendu tous les six ans, faisant état de l'évolution de l'état de conservation des espèces et des habitats par domaine biogéographique.

Elle constitue pour l'Europe un des principaux instruments de la Convention sur la diversité biologique, adoptée lors du « Sommet de la Terre » de Rio de Janeiro en 1992 et ratifiée par la France en 1996.

2.2.2. Cadre national : législation française et le réseau Natura 2000 en France

La constitution du réseau Natura 2000 a pour objectif de maintenir la diversité biologique des milieux, tout en tenant compte des exigences économiques, sociales, culturelles et régionales dans une logique de développement durable. Le réseau de sites Natura 2000 français a été difficile et long à mettre en place. La liste des sites français a été validée par la Commission européenne le 21 mars 2007.

La France a opté pour une démarche volontaire et contractuelle pour la gestion de ses sites (R-414 du Code de l'environnement). La concertation dans le cadre du comité de pilotage (présidé par un élu, il réunit l'ensemble des acteurs d'un site Natura 2000) lors des réunions d'élaboration des documents d'objectifs (DocOb : document de référence et d'aide à la gestion du site) a pour but de prendre en compte l'ensemble des aspirations des parties prenantes, qu'elles soient écologiques, économiques, culturelles ou sociales, et de définir les objectifs du site qui concourent au maintien ou à l'amélioration de l'état de conservation des habitats naturels et des espèces pour lesquels ce site a été désigné.

- Au niveau biogéographique : en France, l'évaluation concerne 132 habitats et près de 300 espèces (Tableau 1), sur quatre domaines biogéographiques (alpin, atlantique, continental, méditerranéen) domaine marin compris. La première évaluation nationale a été pilotée en France par le MNHN et le rapport a été remis fin 2007.

Région	HABITATS		ESPÈCES					
	Annexe I		Annexe II		Annexe IV		Annexe V	
	Non - prioritaire	Prioritaire	Non - prioritaire	Prioritaire	Inclus Dans les Annexes II	Exclus Dans les Annexes II	Inclus Dans les Annexes II	Exclus Dans les Annexes II
Nombre d'habitats et espèces	102	29	134	25	204	89	54	42
	131		159		204		54	
Alpine	50	16	61	7	96	49	37	33
Atlantique	60	18	67	10	98	45	30	23
Continentale	51	14	76	4	100	51	37	29
Méditerranéenne	68	18	77	11	116	53	29	24
Atlantique Marin	4		7	3	16	11	6	2
Méditerranéen Marin	4	1	4	2	15	12	6	4

Tableau 1 : Nombre d'habitats et d'espèces dans chaque région biogéographique en 2007 (Bensettiti et Trouvilliez, 2009)

- Au niveau du site : le suivi et l'évaluation de l'état de conservation des habitats et des espèces à l'échelle des sites Natura 2000 sont prévus dans l'art. R. 414-11 et l'art. R. 414-8-5 du code de l'Environnement qui sont la transposition en droit français des dispositions de l'article 6 de la DHFF.

3. Définitions

3.1. Évaluation de l'état de conservation

3.1.1. Quelques définitions (DHFF, 1992)

Conservation : un ensemble de mesures requises pour maintenir ou rétablir les habitats naturels et les populations d'espèces de faune et de flore sauvages dans un état favorable.

État de conservation d'un habitat naturel : l'effet de l'ensemble des influences agissant sur un habitat naturel 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 ».

L'état de conservation d'un habitat naturel sera considéré comme « favorable » lorsque:

- son aire de répartition naturelle ainsi que les superficies qu'il couvre au sein de cette aire sont stables ou en extension,
- la structure et les fonctions spécifiques nécessaires à son maintien à long terme existent et sont susceptibles de perdurer dans un avenir prévisible,
- l'état de conservation des espèces qui lui sont « typiques » est favorable.

3.1.2. Évaluation de l'état de conservation des habitats

Dans le cadre de la DHFF, chaque État membre s'est engagé à assurer le maintien ou le rétablissement des habitats naturels et des espèces de faune et de flore sauvages d'intérêt communautaire, dans un état de

conservation favorable, afin de contribuer au maintien de la biodiversité. L'état de conservation des habitats doit être évalué au niveau du site (obligation nationale) et au niveau biogéographique (obligation communautaire) (Figure 1).

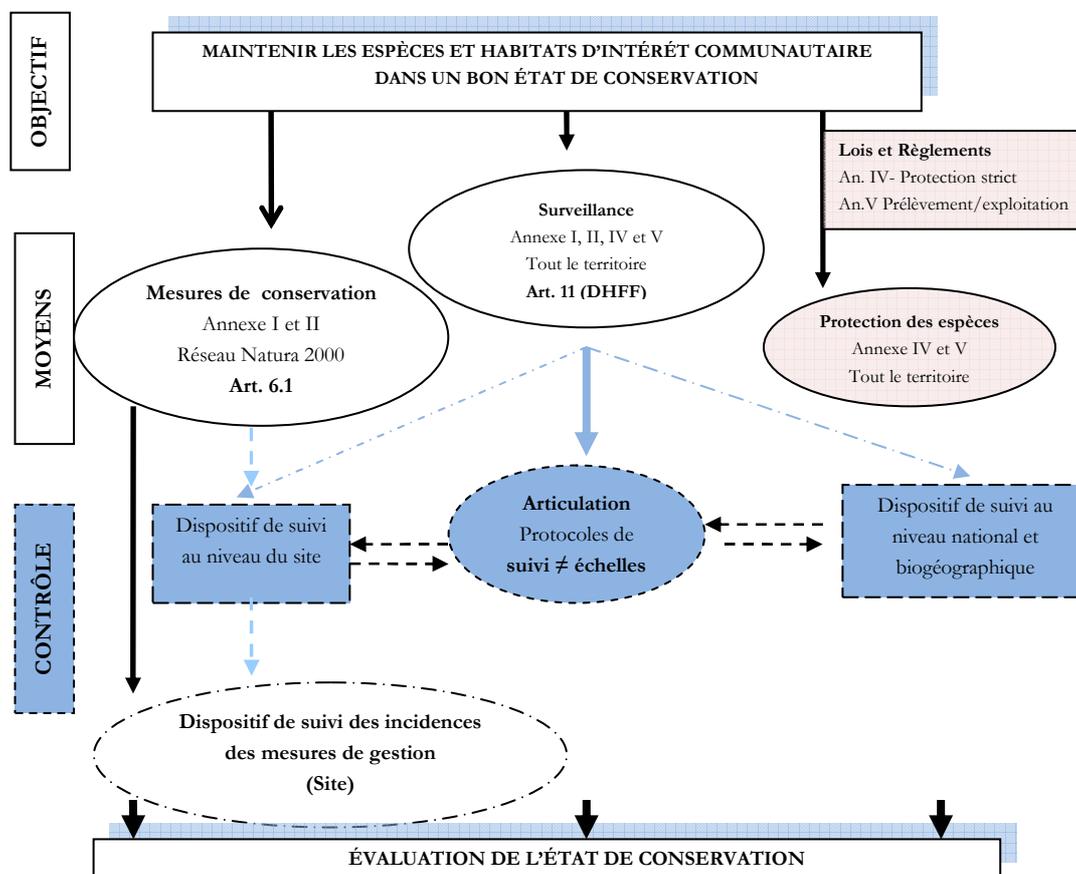


Figure 1 : Dispositif général de l'état de conservation dans le cadre de la directive « Habitats-Faune-flore » (Com. Bensettiti)

Dans chaque État membre, une évaluation propre à chaque domaine biogéographique a été effectuée dans un souci de cohérence écologique dans un premier rapport rendu en 2007. Le premier état des lieux s'est fait dans un cadre méthodologique commun pour tous les États membres (European commission, 2005).

L'état de conservation est fourni par habitat générique défini par l'EUR 27 (European Commission, 2007) pour chaque domaine biogéographique concerné en évaluant quatre paramètres (Tableau 2) selon la méthode communautaire suivante :

Favorable	FV ('vert')
Défavorable – Inadéquat	U1 ('orange')
Défavorable – Mauvais	U2 ('rouge')
Inconnu	XX ('gris')

L'évaluation globale de l'habitat est fournie en combinant les résultats des quatre paramètres selon la règle suivante (Tableau 2) :

Paramètres	Favorable	Défavorable-Inadéquat	Défavorable-Mauvais	Inconnu
Aire de répartition	Stable ou en augmentation ET > ou = à l'aire de répartition de référence favorable	Toute autre combinaison	Baisse > 1 % par an OU plus de 10 % en-dessous de l'aire de répartition de référence	Information absente ou insuffisante
Surface occupée	Stable ou en augmentation ET > surface de référence ET pas de changement dans le patron de distribution	Toute autre combinaison	Baisse > 1 % OU changements majeurs dans la distribution OU plus de 10 % < surface de référence	Information absente ou insuffisante
Structures et fonctions	Structures et fonctions en bonne condition et pas de détériorations ni de pressions	Toute autre combinaison	Plus de 25 % de la surface présente une structure et des fonctions en mauvais état	Information absente ou insuffisante
Perspectives futures	Pressions et menaces non significatives ; viabilité sur le long terme	Toute autre combinaison	Fortes pressions et menaces, viabilité à long terme compromise ; mauvaises perspectives	Information absente ou insuffisante
État de conservation	Tout "vert" ou trois "verts" et un "inconnu"	Un "orange" ou plus mais pas de "rouge"	Un "rouge" ou plus	Deux "inconnus" ou plus combinés avec du vert ou tout "inconnu"

Tableau 2 : Règles d'évaluation de l'état de conservation d'un habitat générique d'intérêt communautaire (Bensettiti *et al.*, 2006)

Il est important de constater que l'évaluation de l'état de conservation inclut non seulement un élément de diagnostic basé sur l'état courant, mais également un élément important de pronostic sur les perspectives d'avenir, basé sur des pressions et menaces identifiées. De telles influences prévisibles par des menaces spécifiques ou générales, aux impacts positifs ou négatifs à long terme font partie intégrante de l'évaluation. En plus de l'information sur les tendances, l'évaluation de l'état de conservation doit être faite par comparaison avec des valeurs de référence favorables, définies pour chaque habitat, tout en gardant à l'esprit que ces valeurs de références doivent être distinguées des objectifs à atteindre.

Cette approche méthodologique est à appliquer à l'échelle d'un domaine biogéographique, mais n'est pas directement utilisable à l'échelle locale (sites Natura 2000 dans notre cas). Par exemple l'évolution de l'aire de répartition naturelle et dans une moindre mesure la surface des habitats ne s'évaluent qu'à l'échelle biogéographique, il est donc nécessaire d'établir une méthode qui s'adapte aux différents habitats à l'échelle d'un site. Le suivi et l'évaluation à l'échelle des sites Natura 2000 sont prévus dans l'article R. 414-11 du code de l'environnement qui présente l'objectif et le contenu du document d'objectif (Docob), et l'article R. 414-8-5 précise le suivi de la mise en œuvre du Docob et l'évaluation de l'état de conservation des habitats.

Une méthode concernant les habitats forestiers à l'échelle du site (Carnino, 2009) a été élaborée et a permis de mettre en place un protocole standardisé pour l'évaluation de leur état de conservation en France. Un habitat forestier peut être considéré en bon état de conservation, à l'échelle d'un site Natura 2000, lorsque :

- ses structures caractéristiques sont présentes et les fonctions spécifiques et nécessaires à son maintien sont assurées ;

- aucune atteinte susceptible de nuire à sa pérennité n'est subie ;
- les espèces (végétales, animales et fongiques) qui lui sont « typiques » peuvent s'exprimer et assurer leur cycle biologique.

L'objectif du présent rapport est d'aborder sur le plan méthodologique une réflexion sur les « espèces typiques » en continuité du travail réalisé par Carnino en 2009, et d'en établir des listes pour les habitats étudiés.

3.2. La notion d'« espèces typiques »

Le format de rapport de l'article 17 de la DHFF demande aux pays membres d'établir la liste des « espèces typiques » qu'ils ont considérée (European Commission, 2009). La définition de l'état de conservation favorable donnée dans l'article 1 de la DHFF fait référence aux « espèces typiques » mais ce concept n'est pas défini dans le texte.

Il est clairement apparu dans les rapports de la première évaluation que les pays ont interprété le terme d'une manière différente, ce qui signifie que les listes produites avaient une valeur limitée et c'est pourquoi le traitement de la question des « espèces typiques » doit être rediscuté et précisé pour le prochain rapport (discussion en cours par le sous-groupe WP1 de la Commission européenne).

Il est important de souligner dès maintenant le problème sémantique lié à l'utilisation du mot « typique ». Sa définition est très difficile à établir, notamment car il ne se fonde sur aucune notion scientifique. Ce problème est assez important pour être souligné, car il a pu largement être à l'origine de la grande disparité du traitement de la question de ces espèces par les États membres, ainsi que des débats qui ont eu lieu à l'intérieur de nos frontières. « Typique » fait référence généralement à « patrimonial », ou « emblématique ». Or le travail demandé par la DHFF est tout autre.

Le guide méthodologique établi par le MNHN sur l'évaluation de l'état de conservation des habitats naturels et des espèces (Bensettiti *et al.*, 2006) a présenté les « espèces typiques » comme les espèces les plus appropriées pour diagnostiquer l'état de conservation de la structure et des fonctions de l'habitat. Le document ne présente pas de définition précise, mais plutôt des recommandations pour le choix des « espèces typiques » et ont été suggérées :

- espèces indicatrices appartenant à la liste préétablie dans les cahiers d'habitats par habitats élémentaires (Carnino, 2009),
- espèces diagnostiques selon le coefficient *phi* (Chytry *et al.*, 2002),
- espèces caractéristiques au sens phytosociologique, c'est-à-dire qu'elles doivent avoir les fréquences les plus élevées dans les relevés, et également y être plus fréquentes que dans les relevés de toutes les autres associations où elles sont susceptibles d'être inventoriées (Royer, 2009),
- espèces ni trop communes, ni trop rares, facilement identifiables (même par un non-spécialiste), pérennes à moyen ou long terme (définition d'un indicateur), ceci pour l'utilisation pratique de cette liste.

Actuellement, se poursuivent des discussions au niveau européen sur la notion d'« espèces typiques » et de nouvelles recommandations seront faites pour faciliter l'établissement des listes demandées dans le cadre du rapport de l'article 17 :

- Les espèces devraient indiquer l'état de conservation favorable (FCS).
- La surveillance de l'espèce doit être non-destructive et il doit y avoir une méthodologie documentée.
- L'espèce doit être facilement identifiable, idéalement par des non experts.
- L'aspect géographique doit être pris en compte, une « espèce typique » n'a pas besoin d'être présente dans toute l'aire de répartition de l'habitat.
- Les « espèces typiques » sont susceptibles d'être relativement peu communes, mais toujours assez présentes dans la plupart des sites accueillant l'habitat en question.
- Le choix d'« espèces typiques » ne devrait pas être limité aux plantes vasculaires.

Rambaud (2005) lors d'un travail sur la définition du concept d'« espèces typiques » les a définies comme suit : "les « espèces typiques » doivent avoir une période d'observation assez longue (au moins trois mois dans l'année), une valence écologique relativement faible et être ni trop communes ni trop rares". Sa définition se rapproche beaucoup d'espèce caractéristique dans le sens phytosociologique, mais cela ne paraît pas correspondre ici.

Malgré les nombreuses hypothèses que l'on peut émettre sur la définition des « espèces typiques », une définition claire et arrêtée de ce concept est impossible, et un consensus n'a pas encore été trouvé. Une grande partie de la difficulté de cette étude réside dans ce problème de définition. Il est apparu que la seule exigence de la DHFF est que ces espèces doivent être les plus appropriées pour diagnostiquer l'état de conservation de la structure et des fonctions de l'habitat, ceci est donc le seul critère important retenu ici.

Nous considérons qu'une espèce à elle seule peut difficilement diagnostiquer de l'état de conservation de la structure et des fonctions d'un habitat, c'est pour cela qu'il est important de considérer ce concept au travers d'un « pool » d'espèces, qui ensemble peuvent permettre cette évaluation. C'est le choix qui a été opéré dans cette étude.

3.3. Méthode d'étude des communautés végétales et modèles de distribution d'abondance des espèces

3.3.1. Phytosociologie, concept et définition

« La phytosociologie est l'étude des communautés végétales du point de vue floristique, écologique, dynamique, chorologique et historique » (Guinochet, 1973).

Historiquement, l'évidence qui s'est d'abord imposée aux écologues est que les espèces ne sont pas associées de façon quelconque : des assemblages d'espèces ou biocénoses ont d'abord été décrits, puis promus au rang d'unités biologiques fondamentales, tant apparaissaient régulières ces associations. Ainsi est né l'axiome phytosociologique (Frontier et Pichod-Viale, 1991).

La phytosociologie admet que l'on peut reconnaître au sein de la végétation des unités, assez faciles à délimiter spatialement et parfois distribuées en mosaïque. Ces unités sont nommées associations végétales (Royer, 2009).

La typification et la classification des associations végétales, en dépit de toutes les imperfections que certains leur attribuent, sont justifiées parce qu'elles sont scientifiquement possibles et parce qu'elles ont une utilité pratique (Vigo, 2008 ; in Royer, 2009).

Josias Braun-Blanquet, le père de la phytosociologie sigmatiste, pose les principes de la méthode phytosociologique :

- Les associations végétales sont caractérisées par leur composition floristique complète qui caractérise leur relation par rapport à la végétation environnante et vis-à-vis de leur milieu de vie en général.
- Parmi les espèces qui composent une association, certaines sont des déterminants plus significatifs d'un type de végétation et de son milieu que d'autres. Pour la classification et la description d'un milieu, on choisit comme déterminant les plantes qui ont un lien très étroit avec l'association et apparaissent peu fréquemment dans les autres associations. On les appelle « espèces caractéristiques » et parfois « différentielles ».
- Ces espèces caractéristiques jouent un rôle essentiel pour la classification hiérarchique des unités végétales (syntaxonomie). Une telle classification permet la comparaison des associations végétales entre elles, ou tout autre syntaxon.

Au cours de la réalisation d'un relevé phytosociologique, on note le nom des espèces présentes, mais également une estimation de leur abondance et dominance dans le relevé. La végétation est constituée de plusieurs strates (confondues parfois avec des compartiments écologiques) (Figure 2) :

- strate arborée : à partir de 7 m de hauteur ;
- strate arbustive : de 50 cm à 7 m de hauteur ;
- strate herbacée : de 0 à 50 cm de hauteur ;
- strate muscinale : quelques centimètres.

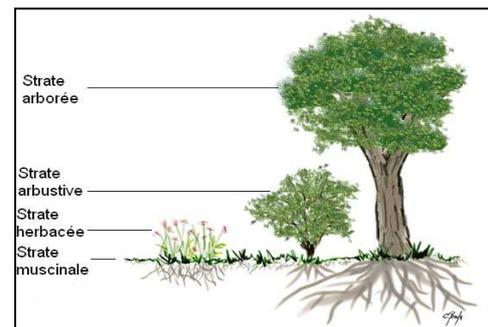


Figure 2 : Stratification de la végétation
(<http://www.colvir.net/prof/chantal.proulx>)

Un ou plusieurs coefficients sont attribués à chaque espèce du relevé. Le coefficient d'abondance-dominance est généralement utilisé, c'est une échelle mixte. L'abondance correspond au nombre d'individus par unité de surface, et la dominance au recouvrement total des individus considérés (projection sur la surface étudiée de la partie aérienne de tous ces individus) (Royer, 2009). Ci-après les coefficients d'abondance dominance (recouvrement) de Braun-Blanquet qui permettent une distinction entre les espèces abondantes ou dominantes et celles dont les individus sont dispersés ou rares dans la station :

- 5 : recouvrement de l'espèce compris entre 75 % et 100 % de la surface totale ;
- 4 : recouvrement de l'espèce compris entre 50 % et 75 % de la surface totale ;
- 3 : recouvrement de l'espèce compris entre 25 % et 50 % de la surface totale ;
- 2 : recouvrement de l'espèce compris entre 5 % et 25 % de la surface totale, ou espèce très abondante, mais de recouvrement faible ;

- 1 : recouvrement de l'espèce inférieur à 5 % de la surface totale, ou plante abondante, mais de recouvrement très faible ;
- + : espèce peu abondante, à recouvrement très faible $\ll 5\%$.

Remarque : étant donné l'impossibilité physique d'analyser de manière exhaustive une communauté, on appellera communauté l'ensemble des populations répertoriées par l'échantillonnage dans un espace physiquement limité (Amanieu *et al.*, 1981).

Publiée officiellement en 1991 pour les douze pays de l'Union européenne, et complétée en 1996 avec l'élargissement de l'Europe, la typologie CORINE Biotopes a été élaborée par le Conseil de l'Europe (Devillers *et al.*, 1991) dans le but de produire un standard européen de description hiérarchisée des milieux naturels. La classification est essentiellement basée sur une typologie phytosociologique.

Dans le cadre de la mise en œuvre de la DHFF, une nomenclature avec un système de codification complémentaire a été mise en place par la Commission européenne sous le terme de classification EUR 15, devenue depuis EUR 27 (European Commission, 2007). Elle ne prend en compte que les habitats figurant à l'annexe I de la DHFF et se base principalement sur la classification CORINE Biotopes. Avec la rédaction des cahiers d'habitats forestiers (Bensettiti *et al.*, 2001), la France a précisé la description des habitats du manuel européen en intégrant des aspects de gestion et de conservation. Les différents habitats génériques ont été déclinés en habitats élémentaires pour mieux tenir compte de la diversité (variabilité écologique, gestion, *etc.*) qui peut exister au sein d'un même habitat générique. Un habitat élémentaire correspond souvent au niveau de l'association phytosociologique.

Le rendu dans le rapport de l'article 17 concernant l'évaluation des habitats se fait au niveau de l'habitat générique. Or notre travail de typification des habitats qui prend en compte l'élaboration de listes d'« espèces typiques » n'est pertinent qu'à l'échelle de l'habitat élémentaire dans le sens des cahiers d'habitats énoncé plus haut, occupant des territoires plus localisés. Il peut exister de trop fortes variations écologiques entre différents habitats élémentaires d'un même habitat générique. C'est pourquoi le travail s'effectue à cette échelle. Dans le document, le terme habitat fera toujours référence à un habitat élémentaire, sauf si un autre adjectif en précise le sens.

3.3.2. Les modèles de distribution d'abondance et les diagrammes rang-fréquence

Les modèles de distribution d'abondance des espèces ont été établis en vue de décrire la structure d'une communauté ayant atteint un certain niveau d'équilibre et les voies empruntées pour l'atteindre (Amanieu *et al.*, 1981) ; par quels mécanismes la communauté progresse-t-elle dans son organisation, à la suite de quel processus, de quel type d'interrelations, de quelles contraintes ?

Si la structure observée est celle prévue par tel modèle, c'est donc que la communauté étudiée s'est constituée selon celui-ci (néanmoins, on ne peut ignorer que des hypothèses fonctionnelles différentes peuvent conduire à des distributions d'abondance identiques ; dans ce cas, l'interprétation écologique ne peut résulter du seul examen de la compatibilité des données avec le modèle). Les modèles sont bâtis à partir d'hypothèses qui envisagent les processus selon lesquels l'ensemble des espèces communautaires

s'organise progressivement en une communauté structurée. Le modèle décrit alors la structure prévisible, lorsque les processus envisagés auront atteint leur terme (Amanieu *et al.*, 1981).

La distribution d'abondance des espèces dans le cadre d'une étude sur les communautés végétales se fait à partir de relevés phytosociologiques. Dans un diagramme rang-fréquence, les espèces de la communauté examinée sont d'abord classées par ordre d'abondances décroissantes. Puis l'ensemble est représenté sur un graphique bidimensionnel où le rang de l'espèce dans ce classement est porté en abscisse, et son abondance (absolue ou relative) dans la collection, en ordonnées (Figure 3). Cette représentation équivaut à établir une courbe de fréquences rétrocumulées.

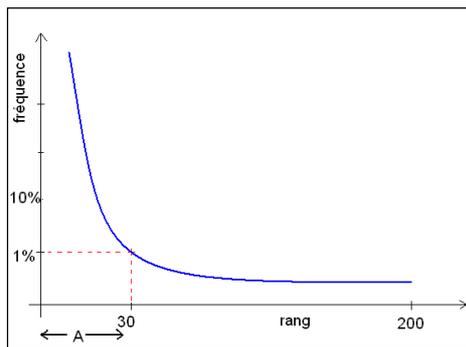


Figure 3 : Exemple de diagramme rang-fréquence.

Dans l'intervalle A, on trouve $(30/200) \times 100 = 15\%$ des espèces de la communauté. Toutes ces espèces ont des fréquences supérieures à 1 %, donc 15% est la fréquence rétrocumulée, au sens statistique de la valeur « 1% » (Frontier et Pichod-Viale, 1991).

L'allure des diagrammes rang-fréquence varie essentiellement en fonction de la diversité spécifique. Les deux composantes fondamentales de la diversité (le nombre d'espèces et la régularité du partage des individus entre ces espèces), sont directement lisibles sur le graphique : le nombre d'espèce se voit à l'extension de la courbe avec l'augmentation des abscisses ; la régularité, à son allure plus ou moins convexe ou concave (Frontier et Pichod-Viale, 1991).

La distribution d'abondance ainsi mise en évidence correspond à une structure quantitative de la communauté. Les variations et les évolutions typiques des écosystèmes sont accompagnées de changement de structure des communautés que ces diagrammes synthétiques mettent très bien en évidence (Frontier et Pichod-Viale, 1991).

La modélisation de la distribution d'abondance des espèces est un des moyens que nous avons choisis pour étudier la structure de nos communautés, et faire une première approche de l'étude des fonctions des habitats. Nous avons choisi d'ajuster quatre modèles de distribution d'abondance différents (les quatre modèles les plus communément utilisés) afin d'obtenir des informations sur la structure mais également sur le fonctionnement des habitats choisis. La modélisation se fait par habitat et par strate.

3.3.2.1. *Modèle de distribution d'abondance géométrique ou modèle de Motomura, 1932* (Annexe 1)

Il décrit un alignement rectiligne des points du diagramme quand les abondances d'espèces sont représentées en logarithme et les rangs représentés sans transformation (Frontier et Pichod-Viale, 1991) (Figure 4). L'interprétation donnée par l'auteur est fondée sur une hypothétique forme de partage des ressources du biotope entre les espèces en présence (Annexe 1).

En pratique, ce modèle convient à l'analyse des communautés dans lesquelles les relations interspécifiques sont élémentaires, la compétition étant essentiellement limitée au niveau d'une ressource, l'espace physique par exemple (Amanieu *et al.*, 1981)

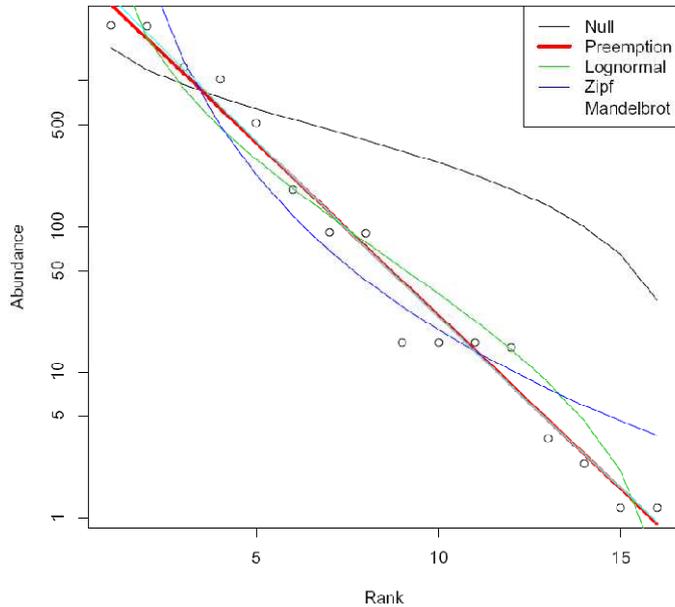


Figure 4 : Graphique d'exemple de modèle géométrique ajusté (rang en abscisse, abondance en ordonnée)

Ajustement des différents modèles de distribution d'abondance sur la distribution d'abondance des espèces de la strate arborée des Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (9130-6) à partir d'un tirage aléatoire d'un certain nombre de relevés issus d'EcoPlant. Le modèle le mieux ajusté est le **modèle géométrique**.

Null – modèle de MacArthur

Preemption – modèle géométrique

Lognormal – modèle lognormal

Zipf – modèle de Zipf

Mandelbrot – modèle de Zipf-Mandelbrot

° - distribution d'abondance des espèces observée

3.3.2.2. *Modèle de distribution d'abondance lognormal ou modèle de Preston, 1948-1962* (Annexe 2)

Il convient à la représentation de communautés dans lesquelles la majorité des espèces sont moyennement abondantes, alors qu'il y a peu d'espèces très abondantes ou très rares. « La niche écologique est en quelque sorte contrôlée par celles des autres » (Blondel, 1979 ; in Amanieu *et al.*, 1981) (Figure 5).

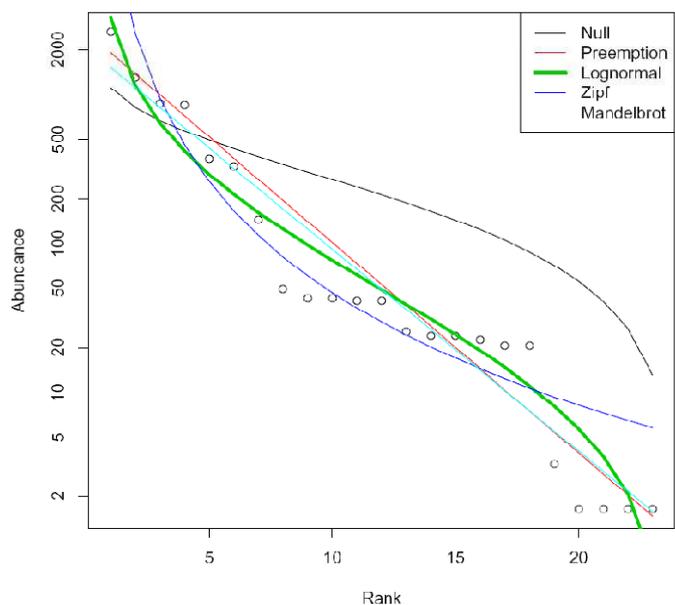


Figure 5 : Graphique d'exemple de modèle lognormal ajusté (rang en abscisse, abondance en ordonnée)

Ajustement des différents modèles de distribution d'abondance sur la distribution d'abondance des espèces de la strate arbustive des Hêtraies à Tilleul d'ubac sur sols carbonatés (9130-8) à partir des relevés réalisés dans le Jura. Le modèle le mieux ajusté est le **modèle lognormal**.

Null – modèle de MacArthur

Preemption – modèle géométrique

Lognormal – modèle lognormal

Zipf – modèle de Zipf

Mandelbrot – modèle de Zipf-Mandelbrot

° - distribution d'abondance des espèces observée

3.3.2.3. *Modèle de distribution d'abondance de MacArthur (bâton brisé), 1957* (Annexe 3)

Il a été introduit en 1957 pour l'explication de la distribution d'abondance d'oiseaux. Il se distingue des autres modèles en admettant un partage de la ressource globale non pas successivement et selon une même règle mais d'un seul coup et au hasard.

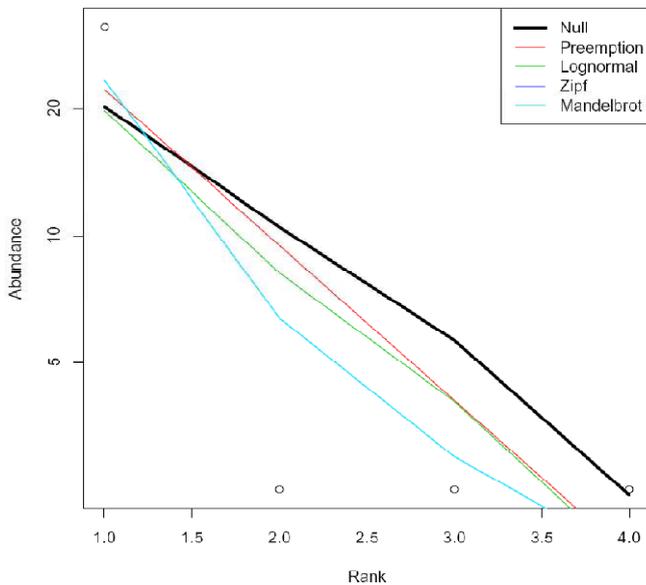


Figure 6 : Graphique d'exemple de modèle de MacArthur ajusté
(rang en abscisse, abondance en ordonnée)

Ajustement des différents modèles de distribution d'abondance sur la distribution d'abondance des espèces de la strate muscinale des Hêtraies à Tilleul d'ubac sur sols carbonatés (9130-8) à partir des relevés disponibles dans EcoPlant. Le modèle le mieux ajusté est le **modèle de MacArthur**.

Null – modèle de MacArthur

Preemption – modèle géométrique

Lognormal – modèle lognormal

Zipf – modèle de Zipf

Mandelbrot – modèle de Zipf-Mandelbrot

○ - *distribution d'abondance des espèces observée*

Le processus sous-jacent est alors comparé à la fragmentation d'un « bâton ». Ce modèle veut rendre compte de certaines distributions d'abondance d'espèces en ne faisant intervenir que le hasard du partage, sans aucun phénomène de compétition active entre espèces (Frontier et Pichod-Viale, 1991) (Figure 6).

3.3.2.4. *Modèle de distribution d'abondance de Zipf-Mandelbrot, 1953* (Annexe 4)

A l'opposé des modèles précédents, ce modèle est très « systémiste ». Il est issu d'une théorie de la gestion de l'information à l'intérieur d'un système complexe (branche de la théorie de l'information) appelé loi de Zipf (Frontier et Pichod-Viale, 1991).

Le fait est que, dans les biocœnoses, des distributions de Mandelbrot sont rencontrées presque uniquement dans les écosystèmes évolués. Cela confirme qu'elles doivent être liées à l'optimalité de la structure multispécifique, support d'un réseau d'interactions.

D'abord, le modèle de Zipf a été mis en place, puis a été amélioré par Mandelbrot, ce modèle est devenu le modèle de Zipf-Mandelbrot (Figure 7).

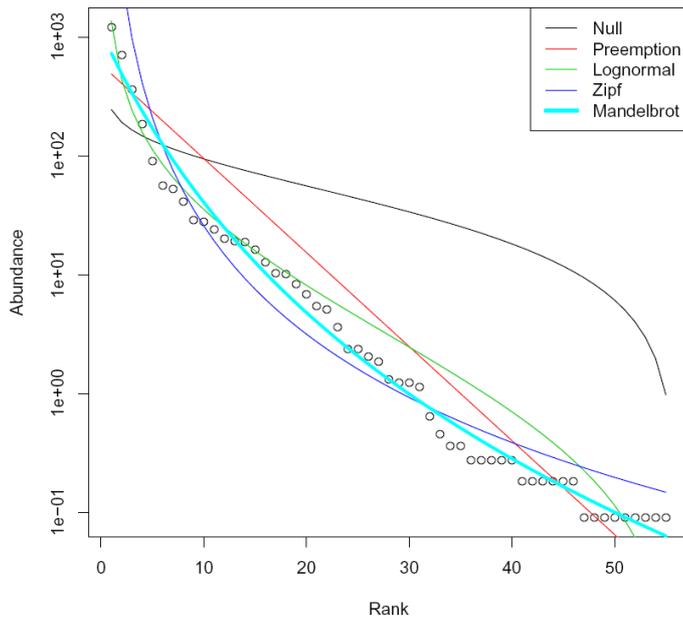


Figure 7 : Graphique d'exemple de modèle de Zipf-Mandelbrot ajusté (rang en abscisse, abondance en ordonnée) Ajustement des différents modèles de distribution d'abondance sur la distribution d'abondance des espèces de la strate arbustive de l'habitat des Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (9130-6) à partir des relevés disponibles dans EcoPlant. Le modèle le mieux ajusté est le **modèle de Zipf-Mandelbrot**.

Null – modèle de MacArthur

Preemption – modèle géométrique

Lognormal – modèle lognormal

Zipf – modèle de Zipf

Mandelbrot – modèle de Zipf-Mandelbrot

○ - distribution d'abondance des espèces observée

3.3.2.5. Indices de diversité

D'autres outils d'étude des communautés végétales sont les indices de diversité. Les différents indices de diversité actuellement utilisés permettent d'étudier la structure des peuplements en faisant référence ou non à un cadre spatio-temporel concret. Ils permettent d'avoir rapidement, en un seul chiffre, une évaluation de la biodiversité des communautés. Toutefois, leur caractère synthétique peut s'avérer être un handicap dans la mesure où il masque une grande partie de l'information (Grall et Hily, 2003). Nous avons choisi les quatre indices de diversité les plus communément utilisés.

Richesse spécifique

Le premier est tout simplement le nombre d'espèces qui constituent une communauté. On l'appelle la richesse spécifique pour un espace donné **S**.

Indice de diversité de Shannon-Weaver et indice d'équirépartition de Pielou

L'indice de diversité considéré ici est celui qui est le plus couramment utilisé dans la littérature, il est basé sur :

$$H' = - \sum [(N_i / N) * \log_2(N_i / N)]$$

N_i : nombre d'individus d'une espèce donnée, i allant de 1 à S (nombre total d'espèces).

N : nombre total d'individus.

L'indice de diversité de Shannon-Weaver (H') est minimal ($=0$) si tous les individus de la communauté appartiennent à une seule et même espèce, H' est également minimal si, dans une communauté chaque espèce est représentée par un seul individu, exceptée une espèce qui est représentée par tous les autres individus de la communauté. L'indice est maximal quand tous les individus sont répartis d'une façon égale sur toutes les espèces (Frontier, 1983 ; in Grall et Hily, 2003).

L'indice de Shannon est souvent accompagné de l'indice d'équirépartition **J** de Pielou (Pielou, 1966 in Grall et Hily, 2003), appelé également indice d'équirépartition (Blondel, 1979 ; in Grall et Hily, 2003), qui représente le rapport de **H'** à l'indice maximal théorique dans la communauté (**Hmax**). Cet indice peut varier de 0 à 1, il est maximal quand les espèces ont des abondances identiques dans le peuplement et il est minimal quand une seule espèce domine tout le peuplement. Insensible à la richesse spécifique, il est très utile pour comparer les dominances potentielles entre stations ou entre dates d'échantillonnage (Grall et Hily, 2003).

Indice de diversité de Simpson

L'indice de Simpson **D** mesure la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard appartiennent à la même espèce :

$$D = \sum Ni(Ni-1)/N(N-1)$$

N_i : nombre d'individus de l'espèce donnée.

N : nombre total d'individus.

Cet indice aura une valeur de 0 pour indiquer le maximum de diversité, et une valeur de 1 pour indiquer le minimum de diversité. Dans le but d'obtenir des valeurs « plus intuitives », on peut préférer l'indice de diversité de Simpson représenté par $1-D$, le maximum de diversité étant représenté par la valeur 1, et le minimum de diversité par la valeur 0 (Schlaepfer et Bütler, 2002 ; in Grall et Hily, 2003), ou encore $1/D$.

Il faut noter que cet indice de diversité donne plus de poids aux espèces abondantes qu'aux espèces rares. Le fait d'ajouter des espèces rares à un échantillon, ne modifie pratiquement pas la valeur de l'indice de diversité (Grall et Hily, 2003).

4. Méthodologie

La méthode proposée est constituée de deux étapes : une étape d'analyse des données et d'ajustement des modèles de distribution d'abondance des espèces par habitat élémentaire (§4.1. à 4.3.), suivie de l'étude des traits d'histoire de vie des espèces retenues (§4.4.).

4.1. Choix des habitats élémentaires étudiés

Pour cette étude, nous voulions pouvoir comparer des données selon leurs sources : celles que nous appellerons de « référence » avec celles de terrain. C'est pourquoi la préparation de la phase de terrain a été primordiale dans le choix des habitats à étudier. Il a été motivé par plusieurs éléments. Il était convenu dès le départ que le travail porte sur des Hêtraies de l'*Asperulo Fagetum* (9130) du domaine continental, car ce sont des milieux assez bien connus, et sur lesquels nous avons assez d'informations, notamment de nombreux relevés phytosociologiques. Également, nous



Figure 8 : Hêtraies-chênaies à Pâturin de Chaix (9130-6) en forêt communale de Château-Chalon (39)

voulions pouvoir bénéficier d'une cartographie existante des sites à prospecter à l'échelle de l'habitat élémentaire (ceci étant le critère le plus contraignant) pour gagner du temps lors de la récolte de données, et également avoir accès à des données antérieures concernant l'évaluation de l'état de conservation. C'est pourquoi nous avons choisi de retourner sur deux des sites que Nathalie Carnino avait étudiés lors de son étude (2008), il s'agit de la forêt communale de Larrivoire (39) et la forêt communale de Château-Chalon (39), où nous avons étudié quatre habitats élémentaires des Hêtraies de l'*Asperulo Fagetum* (9130) :

- les Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélique uniflore (*Galio odorati-Fagetum sylvaticae*) (9130-5),
- les Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (*Poa chaixii-Fagetum sylvaticae*) (9130-6) (Figure 8),
- les Hêtraies à Tilleul d'ubac sur sols carbonatés (*Tilio platyphylli-Fagetum sylvaticae*) (9130-8),
- les Sapinières-hêtraies à Dentaire pennée (*Cardamino heptaphyllae-Abietetum albae*) (9130-12).

Cependant en faisant le choix de ces quatre habitats, nous nous sommes heurtés à des problèmes de définition de ces syntaxons sur le plan phytosociologique (débat ouvert dans le cadre de la déclinaison du Prodrome des végétations de France au niveau association). Comment « typifier » des habitats élémentaires dont certaines associations végétales restent en débat ! Bien qu'il existe ces problèmes syntaxonomiques et synomenclaturaux, ce qui n'est pas le propos du présent rapport, les problèmes de détermination relatifs à ces habitats ont été pris en compte lors de l'étude, notamment lors de la phase de terrain.

4.2. Création des « métarelevés »

La première phase de l'étude est la création des tableaux qui nous permettront ensuite de modéliser la distribution d'abondance des espèces sur celle observée. Cette modélisation s'effectuant par habitat et par strate, nous avons agrégé les différents relevés. Nous les avons appelé des « métarelevés ». Nous avons sommé un à un les relevés comme si leurs surfaces cumulées avaient été prospectées en une fois. La déconnection spatiale des relevés entre eux n'est pas un problème, par contre la déconnection temporelle n'a pas pu être évitée. Effectivement, par manque de données pour certains habitats, nous avons dû utiliser tous les relevés disponibles, quelque soit leurs dates de réalisation.

Pour sommer les relevés correspondant à la même strate et au même habitat pour n'obtenir qu'un « métarelevé », nous avons appliqué la formule du coefficient de recouvrement (Géhu, 2006). Le calcul du coefficient de recouvrement d'une espèce dans un tableau phytosociologique détaillé est fondé sur la notion de quantité moyenne. Celle-ci correspond à la fraction exprimée en pourcentage de la surface recouverte en moyenne par une espèce représentée dans un relevé et à laquelle on avait attribué un coefficient d'abondance-dominance.

Échelle de quantité	% de recouvrement	Échelle de quantité moyenne
+	très faible	0,2 %
1	moins de 5 %	2,5 %
2	de 5 à 25 %	15 %
3	de 25 à 50 %	37,5 %
4	de 50 à 75 %	62,5 %
5	de 75 à 100 %	87,5 %

Pour obtenir le coefficient de recouvrement d'une espèce dans un tableau, il faut :

- calculer la somme des quantités moyennes attribuées à cette espèce chaque fois qu'elle est représentée dans un relevé du tableau ;
- diviser cette somme par le nombre de relevés réunis dans le tableau ;
- multiplier le quotient par 100.

Les coefficients de recouvrement mettent en valeur l'importance relative de chaque espèce présente dans un groupement végétal défini par un tableau. Ils permettent de mieux comparer les compositions floristiques de groupements différents ou encore de leurs strates ligneuses. Ces différences sont particulièrement utiles et instructives pour l'interprétation de groupements floristiques proches (Géhu, 2006). Ils mettent en valeur l'abondance d'une espèce, mais également sa fréquence puisque le nombre de relevés est une donnée de la formule.

La réalisation de ces « métarelevés » a été faite par habitat, par strate et selon l'origine des données.

4.2.1. Relevés de « référence »

4.2.1.1. *Présentation de la base de données EcoPlant*

La base de données phytoécologiques EcoPlant (Gégout *et al.*, 2005) a été créée par l'équipe Écologie Forestière (LERFoB) d'AgroParisTech-ENGREF à Nancy. Elle est destinée à structurer, gérer et permettre l'utilisation des informations contenues dans les relevés phytoécologiques réalisés dans le cadre des typologies de stations forestières, de thèses ou issues de réseaux de placettes forestières (réseau européen, Renecofor).

La base se compose de relevés floristiques et écologiques complets effectués sur un grand nombre de placettes localisées dans l'espace (coordonnées des placettes, précision de localisation) et dans le temps (dates de réalisation des relevés floristiques et pédologiques). Chaque relevé phytosociologique qu'elle comprend est associé à une détermination de l'habitat du relevé à partir des cahiers d'habitats (Bensettiti *et al.*, 2001) ou de la typologie forestière de la France tempérée (Gégout *et al.*, 2007).

Cette base de données nous a permis de mettre en place les « métarelevés » que l'on considèrera comme la « référence », et qui nous permettront ensuite une comparaison avec les relevés réalisés lors de la phase de terrain. Nous les considérons comme la « référence » car leurs créations permettent de réunir tous les différents contextes stationnels (écologiques et climatiques) que nous pouvons rencontrer sur le territoire français, ils sont donc plus « représentatifs » que les relevés réalisés pour cette étude dans une seule forêt par habitat.

4.2.1.2. *Préparation des « métarelevés »*

La modélisation de distribution d'abondance des espèces se fait par habitat, nous avons donc d'abord trié les relevés par habitat. Ensuite, nous avons choisi de travailler sur les Hêtraies de l'*Asperulo Fagetum* du domaine biogéographique continental, d'où un deuxième tri grâce à un logiciel SIG (système d'information géographique). La modélisation ne peut s'opérer également que par strate, cette information fait partie des relevés phytosociologiques, ce qui nous amené à faire un troisième tri sur les relevés, suivi par la concaténation des données à partir de la méthode expliquée plus haut (Figure 9).

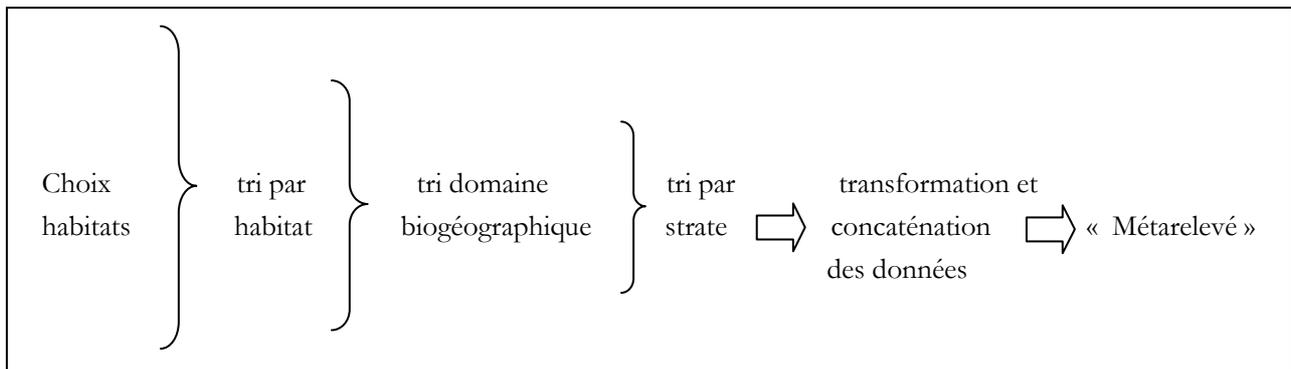


Figure 9 : Schéma des phases de réalisation des « métarelevés » issus des relevés d'EcoPlant

4.2.2. Relevés de terrain

Nous avons choisi de réaliser de nouveaux relevés phytosociologiques couplés aux relevés des données permettant l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers d'après la méthode élaborée par Nathalie Carnino (2009). Ces relevés permettent la réalisation de « métarelevés » de terrain qui seront ensuite comparés aux « métarelevés de référence » mis en place à partir de la base de données EcoPlant. Ils permettent la comparaison des modèles ajustés de distribution d'abondance des espèces selon l'origine des données, mais également la comparaison des indices de diversité. Ceci dans l'objectif d'étayer les conclusions que nous pourrions tirer de l'étude de la structure et du fonctionnement des habitats choisis.

4.2.2.1. Zones de prospection et protocole

La zone d'étude a déjà été préalablement choisie lors du choix des habitats élémentaires à étudier, elle concerne la forêt communale de Larrivoire (39) et la forêt communale de Château-Chalon (39) (Figure 10) (Annexes 5 et 6). Un troisième site avait été étudié lors de la phase de terrain de Carnino en 2008, il s'agit de la forêt communale de La Colonne (39), mais elle ne présente que des Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (9130-6), c'est pourquoi elle n'a pas été retenue.

Nous avons prospecté les Hêtraies-chênaies à Asperule odorante et Mélique uniflore (9130-5) et les Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (9130-6) en forêt communale de Château-Chalon, et nous avons prospecté les Hêtraies à Tilleul d'ubac sur sols carbonatés (9130-8) et les Sapinières-hêtraies à Dentaire pennée (9130-12) en forêt communale de Larrivoire (39).

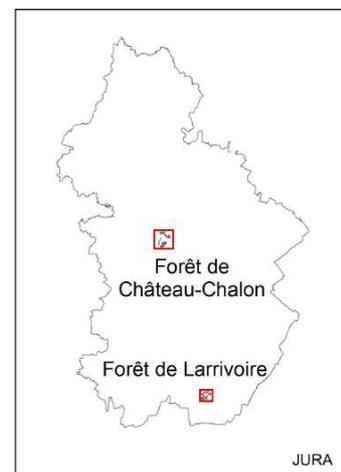


Figure 10 : Carte de situation des forêts étudiées dans le Jura (39) (Carnino, 2008)

Objectifs et échantillonnage

L'objectif de cette phase expérimentale est de balayer la diversité floristique que l'on peut trouver par habitat sur différentes placettes dans les forêts étudiées. C'est pourquoi un échantillonnage statistique stratifié a été choisi. La stratification de l'échantillonnage a été préférée car il est impératif que nous ayons un nombre suffisant de relevés par habitat. La durée de la phase de terrain étant courte, deux semaines, nous avons partagé nos efforts de manière égale entre les deux forêts communales et les habitats étudiés.

De plus, nous avons essayé de prospector tous les types de peuplement et tous les faciès que nous pouvions rencontrer dans ces forêts. Il n'y a eu qu'une exception à cette règle, ce sont les plantations, où la structure de l'habitat est beaucoup plus façonnée par l'action humaine que dans les zones où la régénération a été naturelle. C'est pourquoi nous avons choisi de les éviter.

Relevés

La cartographie des habitats élémentaires réalisés par l'ONF sur la base d'une typologie des habitats forestiers jurassienne (Le Jean *et al.*, 2002) nous a permis de préparer au préalable un plan d'échantillonnage. Il a évidemment été revu sur le terrain en fonction de l'accessibilité des zones et des actions de gestion forestière s'y déroulant. Nous avons évité les plantations, mais également les lisières, les zones trop endommagées par l'exploitation forestière, et les contextes trop particuliers (exemple de la proximité d'une rivière). Nous avons parcouru les forêts en essayant de balayer la diversité potentielle rencontrée, en faisant un relevé à chaque fois que la végétation paraissait homogène et en accord avec le protocole mis en place.

Pour chaque relevé était effectué :

- un positionnement approximatif sur la carte ;
- une détermination *a priori* de l'habitat grâce au cahier d'habitats (Bensettiti *et al.*, 2001) et à la typologie forestière de la France tempérée (Gégout *et al.*, 2007) ;
- un relevé phytosociologique complet sur une surface de 400 m² ;
- la prise des données relatives à l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers selon la méthodologie mise en place par Carnino en 2009 (Annexe 10).

Lors de cette phase de terrain, nous avons réalisé (Tableau 3) :

Habitats	Nb relevés
9130-5	21
9130-6	20
9130-8	12
9130-12	19
Total	72

Tableau 3 : Nombre de relevés réalisés dans le Jura par habitats

4.2.2.2. Classement des relevés par habitats élémentaires

Une détermination des habitats avait été réalisée *a priori* sur le terrain grâce au cahier d'habitats (Bensettiti *et al.*, 2001) et à la typologie forestière de la France tempérée (Gégout *et al.*, 2007), mais j'ai voulu coupler cette détermination avec les résultats des deux méthodes d'analyse suivantes.

Classement des relevés dans le synsystème phytosociologique

Tout d'abord nous avons classé les relevés dans le synsystème phytosociologique grâce à une méthode constituée d'une macro mise au point par Jean-Claude Gégout (2010) qui permet d'attribuer à chaque relevé son appartenance à une classe, un ordre, une alliance et une association, ainsi qu'une probabilité de bon classement, tout cela indépendamment (Annexe 7). La classe, l'ordre et l'alliance ont été bien déterminés dans la majorité des cas, sauf pour deux relevés dont uniquement la classe a été bien déterminée. Pour un peu moins d'un relevé sur deux (43 % des cas), l'association a été bien déterminée également. Mais il est intéressant de remarquer que la macro a déterminé 78 % des relevés comme appartenant aux Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélisque uniflore (9130-5), ce qui s'explique par les débats en cours quant à la définition précise des habitats choisis pour cette étude dans le cadre de la déclinaison du Prodrome des végétations.

Cette analyse nous a permis de juger de la cohérence et de la qualité des relevés, grâce à la bonne détermination de l'alliance dans la majorité des cas, et nous a permis d'extraire deux relevés aberrants. L'exclusion de ces deux relevés est confirmée par l'expérience de terrain, les contextes stationnels où ils ont été faits étaient trop particuliers. En effet, on observait dans ces deux relevés un faciès particulier d'envahissement du buis (*cf.* § 6.)

Traitement des relevés de terrain par une analyse factorielle des correspondances (AFC)

Ensuite, nous avons procédé à une AFC. L'analyse des axes factoriels 1 et 2 (Figure 11) a montré que l'axe des abscisses discrimine les relevés collinéens dans sa partie négative, et montagnards dans la partie positive ; c'est donc un axe « d'altitude » mais également un axe « hydrique ». L'axe des ordonnées est certainement un axe « trophique », il discrimine les Hêtraies-chênaies à

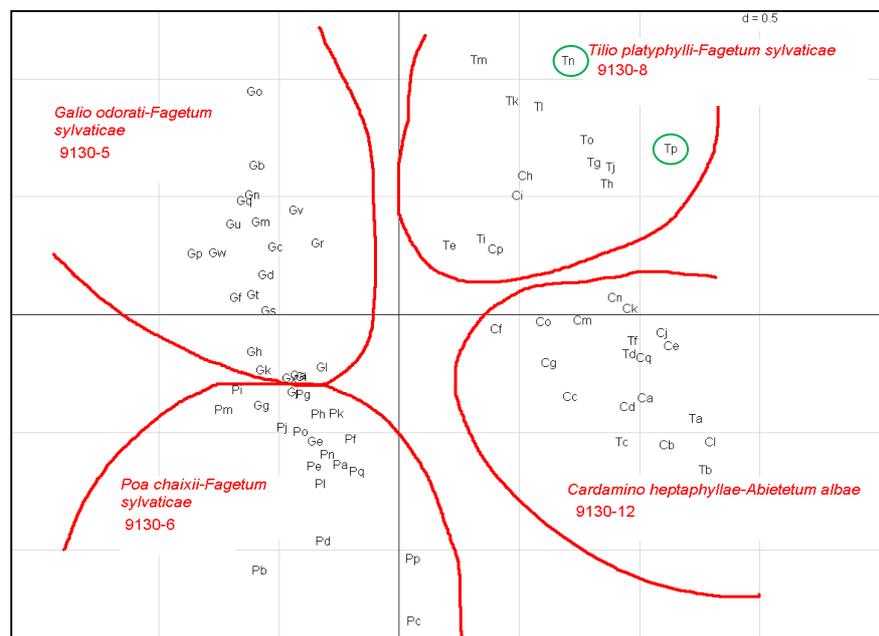


Figure 11 : Graphique de l'AFC avec l'ensemble des relevés réalisés dans le Jura

Aspérule odorante et Mélisque uniflore (9130-5) et les Hêtraies à Tilleul d'ubac sur sols carbonatés (9130-8) dans sa partie positive qui ont un bilan stationnel en richesse chimique plus élevé que les Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (9130-6) et les Sapinières-hêtraies à Dentaire pennée (9130-12) dans sa partie négative.

Deux relevés sont excentrés (Tn et Tp) sur les axes de 1 et 2 de l'AFC, les mêmes qui ressortent avec la macro, ce sont ceux que nous avons décidé d'enlever lors de la poursuite de l'étude.

En confrontant la détermination de l'habitat réalisé *a priori* sur le terrain, les résultats de la macro et de l'AFC, nous avons classé définitivement chaque relevé dans l'habitat auquel il appartient. La fiabilité de la macro n'ayant pas encore été prouvée, la détermination *a priori* et les résultats de l'AFC ont eu plus de poids dans le classement des relevés par habitat. 15 % des relevés se sont révélés appartenir à un autre habitat que ce lui déterminé *a priori* sur le terrain.

Commentaire

Il aurait été intéressant de réaliser des tableaux phytosociologiques à partir des relevés réalisés dans la Jura. Mais en raison des discussions en cours (déclinaison du Prodrome des végétations de France au niveau association végétale) concernant des communautés rattachées aux alliances du *Carpinion betuli* et du *Fagion sylvaticae* des *Quercu roboris-Fagetea sylvaticae*, nous n'avons pas fait d'étude syntaxonomique à partir de nos relevés de terrain. Néanmoins, les tableaux bruts des relevés sont exposés dans l'annexe 11.

Tirage aléatoire d'une nouvelle série de relevés dans la base de données EcoPlant

On peut voir qu'il y a une forte différence entre le nombre de relevés disponibles dans EcoPlant, et le nombre de relevés réalisés sur le terrain dans le Jura pour les Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélique uniflore (9130-5) et les Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (9130-6) (Tableau 4). De plus, le nombre de relevés disponibles dans EcoPlant par habitat est très différent selon les habitats et selon la strate. C'est pourquoi nous avons décidé de créer de nouveaux « métarelevés » avec un nombre restreint de relevés pour les deux habitats cités (Tableau 4) à partir d'un tirage aléatoire dans la base de données EcoPlant, pour savoir si les différences que l'on peut trouver entre les résultats sont dues à cette différence ou non.

Pour faciliter la lecture de ce rapport, nous appellerons par la suite :

- *Ecoplant* : les « métarelevés » créés à partir de l'ensemble des relevés disponibles dans la base de données EcoPlant ;
- *Ecoplant v2* : les « métarelevés » créés à partir de relevés sélectionnés par tirage aléatoire dans la base de données EcoPlant ;
- *Jura* : les « métarelevés » créés à partir de l'ensemble des relevés réalisés lors de la phase de terrain dans le Jura.

9130-5

A arborée	nb relevés
<i>Ecoplant</i>	261
<i>Ecoplant v2</i>	24
<i>Jura</i>	21
av arbustive	nb relevés
<i>Ecoplant</i>	251
<i>Ecoplant v2</i>	22
<i>Jura</i>	21
h herbacée	nb relevés
<i>Ecoplant</i>	264
<i>Ecoplant v2</i>	24
<i>Jura</i>	21
m muscinale	nb relevés
<i>Ecoplant</i>	113
<i>Ecoplant v2</i>	9
<i>Jura</i>	6

9130-6

A arborée	nb relevés
<i>Ecoplant</i>	239
<i>Ecoplant v2</i>	17
<i>Jura</i>	20
av arbustive	nb relevés
<i>Ecoplant</i>	220
<i>Ecoplant v2</i>	13
<i>Jura</i>	20
h herbacée	nb relevés
<i>Ecoplant</i>	247
<i>Ecoplant v2</i>	17
<i>Jura</i>	20
m muscinale	nb relevés
<i>Ecoplant</i>	170
<i>Ecoplant v2</i>	13
<i>Jura</i>	10

9130-8

A arborée	nb relevés
<i>Ecoplant</i>	17
<i>Jura</i>	12
av arbustive	nb relevés
<i>Ecoplant</i>	18
<i>Jura</i>	12
h herbacée	nb relevés
<i>Ecoplant</i>	17
<i>Jura</i>	12
m muscinale	nb relevés
<i>Ecoplant</i>	3
<i>Jura</i>	4

9130-12

A arborée	nb relevés
<i>Ecoplant</i>	20
<i>Jura</i>	19
av arbustive	nb relevés
<i>Ecoplant</i>	20
<i>Jura</i>	19
h herbacée	nb relevés
<i>Ecoplant</i>	20
<i>Jura</i>	19
m muscinale	nb relevés
<i>Ecoplant</i>	18
<i>Jura</i>	2

Tableau 4 : Nombre de relevés disponibles dans EcoPlant, issus du tirage aléatoire réalisés à partir des relevés disponibles dans EcoPlant, et réalisés lors de la phase de terrain dans le Jura

4.3. Ajustement des modèles de distribution d'abondance et indices de diversité

L'ajustement des modèles de distribution d'abondance sur la distribution d'abondance des espèces observée se fait à partir d'un logiciel statistique, R©. Une macro a été mise au point permettant d'obtenir directement les résultats par « métarelevés », c'est la fonction RAD du package Vegan.

Le critère de performance permettant de choisir le modèle le mieux ajusté est la déviance, qui se calcule comme suit :

$$\text{Déviance} = (\text{déviance nulle} - \text{déviance résiduelle}) / \text{déviance nulle}$$

- *déviance nulle* : déviance du modèle null (modèle choisi comme base), dans notre cas il s'agit du modèle de MacArthur ;
- *déviance résiduelle* : déviance du modèle que l'on veut tester.

On utilise la méthode du maximum de vraisemblance, ce qui signifie que l'on considère que plus la déviance est faible, meilleur est l'ajustement. Un graphique permet d'illustrer à chaque fois le choix du modèle (Figure 12).

Cette macro nous permet également d'obtenir les indices de diversité par « métarelevés ». Nous avons choisi de calculer la richesse spécifique, l'indice de diversité de Shannon-Weaver, l'indice d'équirépartition de Pielou et l'indice de diversité de Simpson.

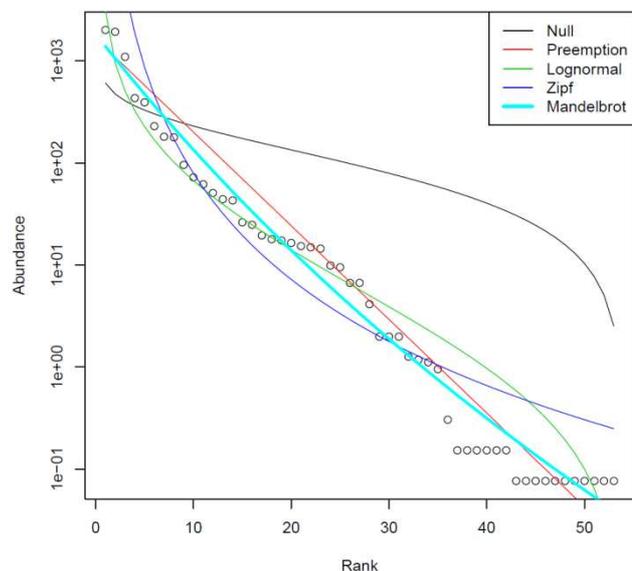


Figure 12 : Graphique avec ajustement des différents modèles de distribution d'abondance sur la distribution d'abondance des espèces de la strate arborée des Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélique uniflore (9130-5) à partir de tous les relevés issus d'EcoPlant. Le modèle le mieux ajusté est celui de type **Zipf-Mandelbrot**.

Null – modèle de MacArthur

Preemption – modèle géométrique

Lognormal – modèle lognormal

Zipf – modèle de Zipf

Mandelbrot – modèle de Zipf-Mandelbrot

◦ - distribution d'abondance des espèces observée

Ensuite, après ajustement des modèles par « métarelevés », nous avons réalisé un « test des rangs signés » entre « métarelevés » du même habitat et de la même strate, qui nous permet de comparer les espèces et les rangs qu'elles occupent selon l'origine des données (*EcoPlant*, *EcoPlant v2* ou *Jura*). Pour cela nous avons également utilisé le logiciel statistique R©. L'hypothèse nulle H_0 que nous voulons tester, c'est-à-dire rejeter ou confirmer, est :

H_0 : les deux communautés étudiées ont les mêmes espèces aux mêmes rangs.

Si la probabilité p est inférieure à 5 %, on rejette H_0 , donc les communautés n'ont pas les mêmes espèces aux mêmes rangs.

4.4. Elaboration des listes d'« espèces typiques »

4.4.1. Traits d'histoire de vie des espèces

Pour cette étape, nous utilisons les modèles de distribution d'abondance ajustés sur les « métarelevés » de « référence » (c'est-à-dire sur les données d'EcoPlant). Par habitat et par strate, cela nous permet d'obtenir le rang de chaque espèce ainsi que son coefficient d'abondance modélisée. Le coefficient ϕ appelé coefficient de fidélité est ensuite ajouté en face de chaque espèce, il a été calculé par habitat et par espèce ; nous l'avons extrait de la typologie forestière de la France tempérée (Gégout *et al.*, 2007). Nous avons attribué un seuil arbitraire permettant de discriminer les espèces diagnostiques, qui sont les dix espèces qui ont le coefficient de fidélité le plus élevé (Chytry *et al.*, 2002).

Nous avons choisi de ne retenir que les espèces les plus abondantes comme espèces potentiellement « typiques », et ce en se basant sur l'hypothèse qu'une espèce abondante et fréquente est plus nécessaire à la structure et au fonctionnement d'un écosystème qu'une espèce disséminée et peu fréquente, c'est

pourquoi nous sélectionnons les espèces de premier rang. De plus, on peut penser également qu'une espèce abondante et fréquente est une espèce commune, plus facilement identifiable par un opérateur Natura 2000. Enfin, il est impossible de travailler sur un groupe d'espèce trop important, l'objectif est de le ramener à environ **vingt-cinq** espèces, pour n'obtenir qu'une dizaine d'« espèces typiques » au final.

Ici encore, nous avons mis en place des seuils arbitraires : le seuil de sélection des espèces de 1^{er} rang a été 20 % de la richesse spécifique lorsque le nombre d'espèces le permettait, ou bien 50 % de recouvrement du groupe d'espèces choisies. Pour des raisons de cohérence nous avons choisi le même seuil par habitat. Les espèces sélectionnées pour les Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélique uniflore (9130-5) et les Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (9130-6) sont les espèces de premier rang composant plus de 50 % du recouvrement ; et les espèces sélectionnées pour les Hêtraies à Tilleul d'ubac sur sols carbonatés (9130-8) et les Sapinières-hêtraies à Dentaire pennée (9130-12) sont les espèces de premier rang composant plus de 20 % de la richesse spécifique.

Enfin, après sélection du groupe d'espèce de travail, nous avons regroupé différentes informations pour chaque espèce, quelles soient de type réglementaire, taxonomique ou concernant ses traits d'histoire de vie (Tableau 5 et Annexe 9) :

Données	Sources
Strate	EcoPlant (Gégout <i>et al.</i> , 2005)
Rang	Résultats de nos travaux
Espèce caractéristique au sens phytosociologique	9130-5 : pas de relevés d'auteurs
	9160-6 : Rameau, 1994
	9130-8 : Moor, 1968
	9130-12 : Moor, 1952
Coefficient de fidélité	Typologie forestière de la France tempérée (Gégout <i>et al.</i> , 2007)
Espèce diagnostique	Résultats de nos travaux
Espèce indicatrice au sens des cahiers d'habitats	Cahiers d'habitats Natura 2000 – Habitats forestiers (Bensettiti <i>et al.</i> , 2001)
Niveau de protection national	MNHN (INPN, 2010)
Considérée comme « typique » par un ou plusieurs États membres lors de l'évaluation en 2007	ETC/BD (2010)
Famille	Flore forestière française (Rameau <i>et al.</i> , 1993)
Appartenance au cortège des forêts anciennes	ONF, IFN (Marchal, 2009)
Propriétés ou usages	Flore forestière française (Rameau <i>et al.</i> , 1993)
Traits d'histoire de vie	
Comportement dynamique	Flore forestière française (Rameau <i>et al.</i> , 1993)
Type de mycorhization	(Harley et Harley, 1987)
Vecteur de reproduction	Flore forestière française (Rameau <i>et al.</i> , 1993) Baseflor (Julve, 2007)

Vecteur de dissémination	Flore forestière française (Rameau <i>et al.</i> , 1993) Baseflor (Julve, 2007)
Premier mois de floraison dans l'année	Flore forestière française (Rameau <i>et al.</i> , 1993) Baseflor (Julve, 2007)
Dernier mois de floraison dans l'année	Flore forestière française (Rameau <i>et al.</i> , 1993) Baseflor (Julve, 2007)
Premier mois de fructification dans l'année	Flore forestière française (Rameau <i>et al.</i> , 1993) LEDA (Kleyer <i>et al.</i> , 2008)
Dernier mois de fructification dans l'année	Flore forestière française (Rameau <i>et al.</i> , 1993) LEDA (Kleyer <i>et al.</i> , 2008)
Type de fructification	Flore forestière française (Rameau <i>et al.</i> , 1993)
Poids moyen des graines	LEDA (Kleyer <i>et al.</i> , 2008)
Type de Raunkier	Flore forestière française (Rameau <i>et al.</i> , 1993)
Stratégie de Grime	Baseco (Gachet <i>et al.</i> , 2005)

Tableau 5 : Liste des données utilisées pour déterminer les « espèces typiques » avec leurs sources

4.4.2. Méthodologie d'élaboration des listes

Rappelons que les « espèces typiques » sont les espèces les plus appropriées pour diagnostiquer l'état de conservation de la structure et des fonctions de l'habitat. Pour cela nous avons déjà sélectionné les espèces les plus fréquentes et abondantes pour les raisons évoquées plus haut.

Nous avons pris comme base de travail des données de la flore vasculaire, car la base de données EcoPlant contient énormément d'informations, mais également car la clé d'entrée intuitive lorsqu'on s'intéresse aux habitats forestiers est la végétation, enfin car c'est ce qui a été préconisé par Carnino (2009). Néanmoins, tous les groupes taxonomiques participent à la structure et au fonctionnement de l'habitat, ils doivent donc tous être pris en compte lorsque l'on choisit les « espèces typiques ».

Pour choisir les espèces les plus à-même de participer à l'évaluation de l'état de conservation, il faut connaître l'état de référence, celui où la structure et les fonctions de l'habitat sont bonnes. Or pour plusieurs raisons (*cf.* §6), nous ne connaissons pas cet état de référence. C'est pourquoi au travers de l'étude des traits d'histoire de vie des espèces, nous avons essayé de trouver le groupe d'espèces qui par sa présence maximisera la potentialité de la richesse spécifique pour tous les groupes taxonomiques potentiellement présents et les capacités de résilience de l'habitat. L'objectif étant de maintenir le maximum d'espèces avec la plus grande diversité possible de groupes taxonomiques et d'autécologies différentes pour donner « toutes les chances » à l'habitat de fonctionner correctement, dans le présent et dans l'avenir. Les informations sur lesquelles nous appuyons notre réflexion ne concernent que des plantes vasculaires. Néanmoins, tous les groupes taxonomiques participant à la structure et aux fonctions de l'habitat nous les prenons en compte au travers de l'étude des traits d'histoire de vie des espèces. Nous avons procédé à la mise en place d'ordre de priorité comme suit :

1. Pollinisation et dissémination

- Vecteur de reproduction
- Vecteur de dissémination (Figure 13)



Figure 13 : Aigrettes de pissenlit

(http://fr.academic.ru/pictures/frwiki/80/Photos-photos_1088103921_Floating.jpg)

2. Floraison et fructification

- Premier mois de sa floraison dans l'année
- Dernier mois de sa floraison dans l'année
- Premier mois de sa fructification dans l'année
- Dernier mois de sa fructification dans l'année
- Type de fructification (Figure 14)
- Poids moyen de ses graines



Figure 14 : Faîne de hêtre ([http://img.over-](http://img.over-blog.com/560x594/1/05/11/92/Fruits/Faines-du-hetre-2.jpg)

[blog.com/560x594/1/05/11/92/Fruits/Faines-du-hetre-2.jpg](http://img.over-blog.com/560x594/1/05/11/92/Fruits/Faines-du-hetre-2.jpg))

3. Mycorhization et propriétés et usages

- Type de mycorhization (Figure 15)
- Propriétés ou usages

4. Type biologique

- Type biologique de Raunkier

5. Stratégie et comportement

- Stratégie de Grime
- Comportement dynamique

6. Ancienneté du cortège

- Appartenance au cortège des forêts anciennes

7. Statut de protection et typicité

- Niveau de protection national
- Classée comme « typique » par un ou plusieurs états membres lors de la première évaluation en 2007

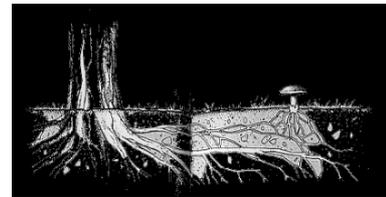


Figure 15 : Mycorhization ([http://www.pepinieres-](http://www.pepinieres-moissenot.fr/iso_album/mycorhize.gif)

[moissenot.fr/iso_album/mycorhize.gif](http://www.pepinieres-moissenot.fr/iso_album/mycorhize.gif))

A prendre en compte en complément tout au long de la réflexion

- Strate
- Rang
- Espèce caractéristique au sens phytosociologique
- Coefficient de fidélité
- Espèce diagnostique
- Espèce indicatrice au sens des cahiers d'habitats
- Famille
- Facilités à être identifiée ou ses risques de confusion

Concrètement, au cours de l'élaboration de chaque liste nous avons essayé de maximiser la variance de chacune des caractéristiques choisies.

L'objectif est d'obtenir une liste contenant une dizaine d'espèces, car ce nombre paraît adéquat lors de l'utilisation de cette liste par un opérateur Natura 2000. La partie résultat comprend les listes établies, avec une fiche associée résumant la réflexion qui a été menée pour aboutir à cette liste pour chaque habitat.

4.5. Évaluation de l'état de conservation des habitats étudiés

Les relevés phytosociologiques réalisés dans le Jura ont été couplés aux relevés des données relatives à l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers selon la méthodologie mise en place par Nathalie Carnino (2009). Pour chaque type d'habitat à évaluer, divers caractéristiques (critères) sont étudiées par le biais d'indicateurs (variables qualitatives ou quantitatives à mesurer) permettant de rendre compte de son état de conservation de façon pertinente, simple et pragmatique. Cet état est obtenu en comparant les valeurs des indicateurs obtenues pour chaque type d'habitat évalué à des valeurs seuils. Selon les écarts à ces valeurs seuils, une note est attribuée à l'habitat et l'état de conservation correspondant est obtenu en reportant cette note sur un axe de correspondance entre cette note et l'état de conservation (Carnino, 2008).

Il est impossible d'établir des cartes rendant compte géographiquement de l'évaluation de l'état de conservation sur ces sites, car la détermination des habitats auxquels appartiennent les relevés réalisés a du été faites *a posteriori*, il est donc impossible de cartographier la répartition réelle des habitats et d'avoir une estimation de leurs surfaces. L'évaluation de l'état de conservation n'est donc valable que sur la surface cumulée des placettes réalisées.

5. Résultats

5.1. Modèles de distribution d'abondance des espèces

Nous avons ajusté des modèles de distribution d'abondance des espèces par habitat, par strate et par origine des données. Les résultats figurent dans le tableau suivant (Tableau 6).

Les modèles sont **en bleu** lorsque l'on a trouvé pour la même strate le même modèle entre *Ecoplant* et *Ecoplant v2*. Les modèles sont **en rouge** lorsque l'on a trouvé pour la même strate le même modèle entre *Ecoplant* (ou *Ecoplant v2*) et *Jura*.

Le tableau 8 indique le nombre de relevés à partir desquels ont été réalisés les « métarelevés ». Les trois graphiques d'exemple illustrent le type de résultat que nous pouvons obtenir avec l'ajustement de modèles de distribution d'abondance (Figures 16, 17 et 18). Il est important de noter que certains « métarelevés » ont été réalisés à partir de très peu de relevés, dans ce cas, la qualité statistique des modèles est faible. Nous avons établi les conclusions dans les paragraphes suivants.

Strate	<i>Ecoplant</i>	<i>Ecoplant v2</i>	<i>Jura</i>
<i>A arborée</i>	Zipf-Mandelbrot	Géométrique	Lognormal
<i>av arbustive</i>	Zipf-Mandelbrot	Zipf-Mandelbrot	Lognormal
<i>b herbacée</i>	Zipf-Mandelbrot	Zipf-Mandelbrot	Lognormal
<i>m muscinale</i>	Zipf-Mandelbrot	Géométrique	Géométrique

Strate	<i>Ecoplant</i>	<i>Ecoplant v2</i>	<i>Jura</i>
<i>A arborée</i>	Zipf-Mandelbrot	Géométrique	Géométrique
<i>av arbustive</i>	Zipf-Mandelbrot	Zipf-Mandelbrot	Géométrique
<i>b herbacée</i>	Zipf-Mandelbrot	Zipf-Mandelbrot	Zipf-Mandelbrot
<i>m muscinale</i>	Zipf-Mandelbrot	Géométrique	MacArthur

	Strate	Ecoplant	Jura
9130-8	A arborée	Zipf-Mandelbrot	Lognormal
	av arbustive	Lognormal	Lognormal
	b herbacée	Zipf-Mandelbrot	Zipf-Mandelbrot
	m muscinale	MacArthur	Géométrique
9130-12	A arborée	Zipf-Mandelbrot	Géométrique
	av arbustive	Zipf-Mandelbrot	Géométrique
	b herbacée	Zipf-Mandelbrot	Zipf-Mandelbrot
	m muscinale	Lognormal	1 seule espèce présente

Tableau 6 : Liste des modèles ajustés par habitats, strates et origines des données

Zipf-Mandelbrot : modèle de distribution d'abondance de Zipf-Mandelbrot

Géométrique : modèle de distribution d'abondance géométrique (Motomura)

Lognormal : modèle de distribution d'abondance lognormal (Preston)

MacArthur : modèle de distribution d'abondance MacArthur (bâton brisé)

Graphiques d'exemple

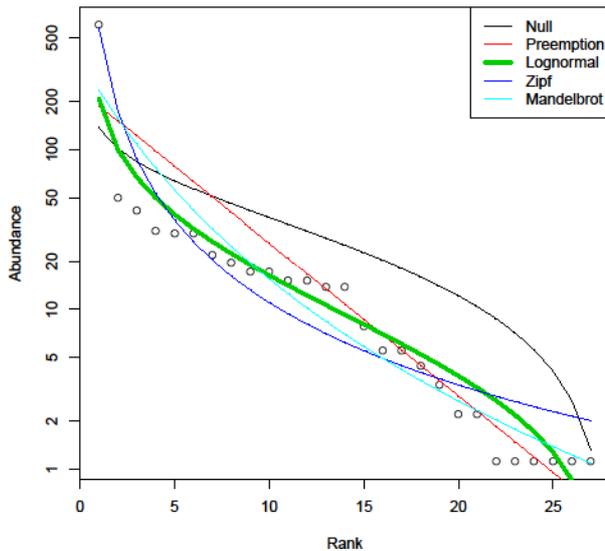


Figure 17 : Graphique avec l'ajustement des différents modèles de distribution d'abondance sur la distribution d'abondance des espèces de la strate herbacée des Hêtraies-chênaies à Asperule odorante et Mélisque uniflore (9130-5) à partir des relevés disponibles dans EcoPlant. Le modèle le mieux ajusté est le **modèle de Zipf-Mandelbrot**.

Null – modèle de MacArthur

Preemption – modèle géométrique

Lognormal – modèle lognormal

Zipf – modèle de Zipf

Mandelbrot – modèle de Zipf-Mandelbrot

◦ - distribution d'abondance des espèces observée

Figure 16: Graphique avec l'ajustement des différents modèles de distribution d'abondance sur la distribution d'abondance des espèces de la strate arbustive des Hêtraies à Tilleul d'ubac sur sols carbonatés (9130-8) à partir des relevés disponibles dans EcoPlant. Le modèle le mieux ajusté est le **modèle lognormal**.

Null – modèle de MacArthur

Preemption – modèle géométrique

Lognormal – modèle lognormal

Zipf – modèle de Zipf

Mandelbrot – modèle de Zipf-Mandelbrot

◦ - distribution d'abondance des espèces observée

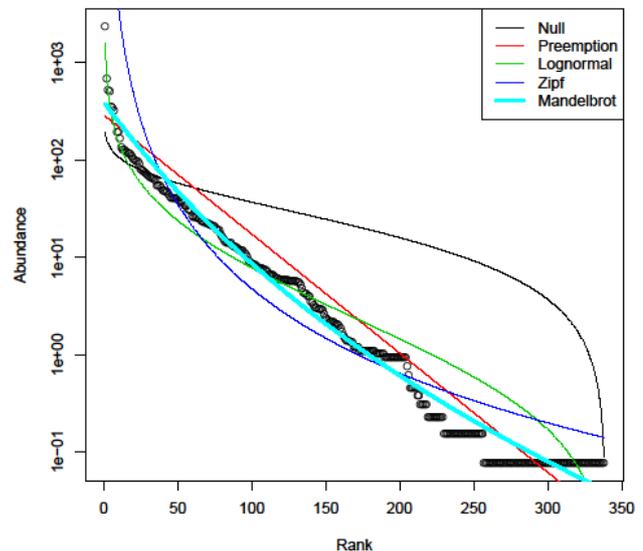
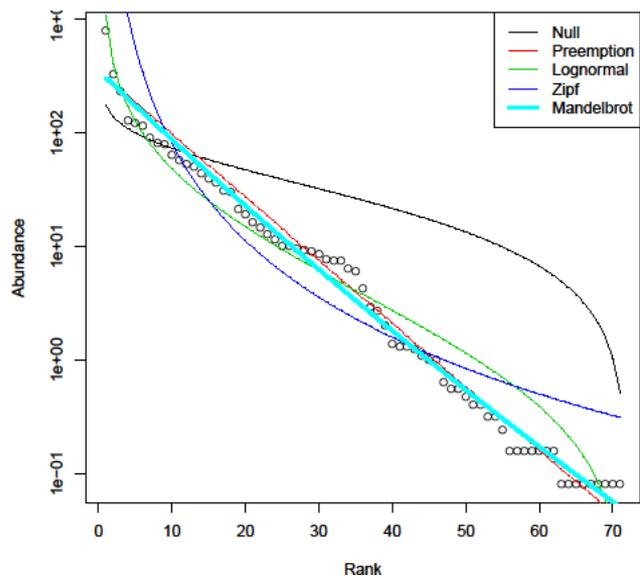


Figure 18 : Graphique avec l'ajustement des différents modèles de distribution d'abondance sur la distribution d'abondance des espèces de la strate arbustive des Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélique uniflore (9130-5) à partir des relevés disponibles dans EcoPlant. Le modèle le mieux ajusté est le **modèle de Zipf-Mandelbrot**.



Null – modèle de MacArthur

Preemption – modèle géométrique

Lognormal – modèle lognormal

Zipf – modèle de Zipf

Mandelbrot – modèle de Zipf-Mandelbrot

° - distribution d'abondance des espèces observée

Modèles de distribution d'abondance des espèces ajustés pour les « métarelevés » obtenus à partir des relevés réalisés dans le Jura (*Jura*)

Les relevés réalisés dans le Jura présentent différents types de modèles de distribution d'abondance. Cinq sur quinze sont de type lognormal, six sur quinze sont géométriques, trois sur quinze sont de type de Zipf-Mandelbrot, et un de MacArthur.

On trouve le modèle lognormal deux fois pour la strate arborée, deux fois pour la strate arbustive, et une fois pour la strate herbacée. Cela s'explique assez bien car ce modèle convient à la représentation de communautés dans lesquelles la majorité des espèces sont moyennement abondantes. Nous avons pu constater cela sur le terrain, notamment pour les deux strates les plus hautes, car les forêts étudiées sont des forêts publiques (forêts communales) gérées depuis très longtemps avec un objectif de diversification des essences (hêtre, chênes sessile et pédonculé, tilleuls, érables). Un grand nombre d'essences différentes peuvent pousser, sans qu'aucune ne représente un réel avantage économique sur une autre, elles sont donc toutes favorisées dans un objectif de diversité.

On trouve trois fois le modèle de Zipf-Mandelbrot et de manière régulière dans la strate herbacée, ceci peut s'expliquer par la présence d'un nombre important d'espèces dans cette strate, on aboutit après agrégation des relevés à un « métarelevé » représentatif d'un écosystème évolué, car on agrège tous les cas de figures.

Enfin, on retrouve deux fois le modèle géométrique dans les strates arborée et arbustive, et une fois dans la strate muscinale. Ceci s'explique assez facilement dans la strate arborée et muscinale, car la répartition des espèces constituant ces deux strates est influencée principalement par la compétition pour un seul type de ressource, par exemple la lumière pour la strate arborée. Néanmoins, trouver un modèle géométrique dans la strate arbustive est plus difficilement explicable.

Le modèle de MacArthur est présent une fois dans la strate muscinale car il y a peu d'espèces. On ne trouve pas de modèle pour la strate muscinale des Sapinières-hêtraies à Dentaire pennée (9130-12) car il n'y a qu'une seule espèce.

On trouve une assez forte diversité de modèles dans ces différents habitats, et qui nous renseigne chacun sur les strates et les habitats étudiés.

Modèles de distribution d'abondance des espèces ajustés pour les « métarelevés » obtenus à partir de tous les relevés disponibles dans EcoPlant (*Ecoplant*)

Treize modèles ajustés sur seize sont de type Zipf-Mandelbrot. Ceci s'explique grâce à la méthode employée. Nous avons agrégé les relevés disponibles pour chaque habitat élémentaire, nous avons donc augmenté la richesse spécifique et également permis que les différents contextes où l'on peut trouver ces habitats soient représentés, nous sommes donc arrivés à la représentation d'un écosystème évolué, qui se modélise généralement grâce à un modèle de type Zipf-Mandelbrot. On trouve un modèle lognormal et un modèle de MacArthur pour la strate muscinale, ceci s'explique simplement grâce à la richesse spécifique faible. Enfin, le modèle lognormal ajusté pour la strate arbustive des Hêtraies à Tilleul d'ubac sur sols carbonatés (9130-8) ne s'explique pas clairement (Figure 16), néanmoins, il est intéressant de noter que les critères de performance pour l'ajustement des modèles de type Zipf-Mandelbrot et lognormal étaient vraiment très proches.

Les « métarelevés » ont été réalisés à partir de tous les relevés disponibles dans la base de données EcoPlant, les différents contextes où l'on peut trouver ces habitats sont représentés, nous arrivons donc à la représentation d'un écosystème évolué, c'est pourquoi on trouve le modèle de type Zipf-Mandelbrot quatre fois sur cinq.

Comparaison des modèles de distribution d'abondance ajustés entre *Ecoplant* et *Ecoplant v2*

Lorsqu'on refait des modèles de distribution d'abondance avec un nombre restreint de relevés choisis par tirage aléatoire (*Ecoplant v2*), les strates arbustive et herbacée des Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélisque uniflore (9130-5) (Figures 17 et 18) et des Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (9130-6) montrent un modèle de distribution d'abondance de type Zipf-Mandelbrot, donc le même que précédemment, ce qui confirme la désignation du modèle pour ces deux strates. Les modèles ne présentent pas les mêmes coefficients, mais ceci est logique car comme le nombre de relevés agrégés n'est pas le même, la somme des valeurs d'abondance ne sont donc pas les mêmes, la longueur des axes d'abscisses et d'ordonnées sont différentes, et donc les coefficients sont différents.

Par contre pour la strate muscinale et arborée, la distribution d'abondance suit un modèle géométrique. On peut supposer que la distribution d'abondance des espèces peut suivre un modèle géométrique dans la strate arborée et muscinale pour les mêmes raisons évoquées plus haut.

Il est très intéressant de remarquer que les mêmes modèles sont ajustés par strates entre ces deux habitats [Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélisque uniflore (9130-5) et Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (9130-6)], le fonctionnement de ces écosystèmes doit être assez similaire.

Pour les strates herbacée et arbustive, on observe les mêmes modèles de distribution d'abondance selon l'origine de données, mais pas pour les autres strates.

Comparaison des modèles de distribution d'abondance ajustés entre *Ecoplant* et *Jura*

Que le « métarelevé » soit réalisé à partir de tous les relevés disponibles dans EcoPlant, ou simplement à partir d'une sélection par tirage aléatoire dans cette même base de donnée, différents contextes sont

représentés dans ce « métarelevé », ce qui explique que la richesse spécifique soit plus forte pour ces « métarelevés » comparée aux « métarelevés » obtenus à partir des relevés réalisés dans le Jura.

Les relevés réalisés dans le Jura pour les Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélisque uniflore (9130-5) (Figures 17 et 18) et les Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (9130-6) ont été réalisés en forêt communale de Château-Chalon (39) et les relevés pour les Hêtraies à Tilleul d'ubac sur sols carbonatés (9130-8) et les Sapinières-hêtraies à Dentaire pennée (9130-12) ont été réalisés en forêt communale de Larrivoire (39). Ils ont donc été réalisés dans le même contexte pour chaque habitat. De plus ces forêts présentent des contextes particuliers au niveau français : la forêt de Château-Chalon est très diversifiée au niveau des essences forestières, et gérée en ce sens. La forêt de Larrivoire est extrêmement pentue (pente de 40 à 85 % ; environ 60 % en moyenne), se situe sur des gros éboulis calcaires, et fait face à un problème d'envahissement par le buis (dû à sa non exploitation depuis quelques décennies). Tous ces paramètres expliquent que l'on ne trouve pas les mêmes modèles selon l'origine des relevés, on fait face à bien trop de particularités pour les relevés réalisés dans le Jura pour espérer une certaine représentativité.

Les modèles de distribution d'abondance des espèces ajustés aux « métarelevés » obtenus à partir des relevés réalisés dans le Jura sont différents des « métarelevés » de référence, car les contextes des forêts dans lesquels ils ont été faits étaient particuliers, ils ne sont donc pas représentatifs au niveau français.

Test des rangs signés

Nous avons réalisé un test des rangs signés entre « métarelevés » du même habitat et de la même strate, afin de comparer les espèces et les rangs qu'elles occupent selon l'origine des données (Tableau 7).

Strate		Données 9130-5		Données 9130-6		Données	
<i>A</i>	arborée	<i>Ecoplant v2</i>	1,27 %	<i>Ecoplant</i>	<i>Ecoplant v2</i>	1,06 %	<i>Ecoplant</i>
<i>av</i>	arbustive	<i>Ecoplant v2</i>	1,07 %	<i>Ecoplant</i>	<i>Ecoplant v2</i>	0,29 %	<i>Ecoplant</i>
<i>b</i>	herbacée	<i>Ecoplant v2</i>	<0,01 %	<i>Ecoplant</i>	<i>Ecoplant v2</i>	<0,01 %	<i>Ecoplant</i>
<i>m</i>	muscinale	<i>Ecoplant v2</i>	7,50 %	<i>Ecoplant</i>	<i>Ecoplant v2</i>	2,60 %	<i>Ecoplant</i>
<i>A</i>	arborée	<i>Jura</i>	0,02 %	<i>Ecoplant</i>	<i>Jura</i>	0,15 %	<i>Ecoplant</i>
<i>av</i>	arbustive	<i>Jura</i>	<0,01 %	<i>Ecoplant</i>	<i>Jura</i>	0,01 %	<i>Ecoplant</i>
<i>b</i>	herbacée	<i>Jura</i>	<0,01 %	<i>Ecoplant</i>	<i>Jura</i>	<0,01 %	<i>Ecoplant</i>
<i>m</i>	muscinale	<i>Jura</i>	2,06 %	<i>Ecoplant</i>	<i>Jura</i>	0,35 %	<i>Ecoplant</i>
<i>A</i>	arborée	<i>Ecoplant v2</i>	7,88 %	<i>Jura</i>	<i>Ecoplant v2</i>	34,91 %	<i>Jura</i>
<i>av</i>	arbustive	<i>Ecoplant v2</i>	0,47 %	<i>Jura</i>	<i>Ecoplant v2</i>	1,63 %	<i>Jura</i>
<i>b</i>	herbacée	<i>Ecoplant v2</i>	<0,01 %	<i>Jura</i>	<i>Ecoplant v2</i>	4,48 %	<i>Jura</i>
<i>m</i>	muscinale	<i>Ecoplant v2</i>	34,94 %	<i>Jura</i>	<i>Ecoplant v2</i>	19,31 %	<i>Jura</i>

Strate		Données 9130-8		Données 9130-12			
<i>A</i>	arborée	<i>Jura</i>	6,90 %	<i>Ecoplant</i>	<i>Jura</i>	0,79 %	<i>Ecoplant</i>
<i>av</i>	arbustive	<i>Jura</i>	0,21 %	<i>Ecoplant</i>	<i>Jura</i>	3,30 %	<i>Ecoplant</i>
<i>b</i>	herbacée	<i>Jura</i>	0,03 %	<i>Ecoplant</i>	<i>Jura</i>	<0,01 %	<i>Ecoplant</i>
<i>m</i>	muscinale	<i>Jura</i>	65,79 %	<i>Ecoplant</i>			

Tableau 7 : Résultats du test des rangs signés
 Probabilité p par strate et entre les différentes origines des données (*Ecoplant*, *Ecoplant v2* et *Jura*).

H_0 : les deux communautés étudiées ont les mêmes espèces aux mêmes rangs

Si $p < 5\%$ (**en rouge** sur le tableau), on rejette H_0 donc les populations n'ont pas les mêmes espèces aux mêmes rangs.

Si $p > 5\%$ (**en vert** dans le tableau), on confirme H_0 .

Dans la majorité des cas, l'hypothèse nulle H_0 est rejetée, donc les communautés n'ont pas les mêmes espèces aux mêmes rangs.

Néanmoins, on remarque que pour la strate arborée, les « métarelevés » de *Jura* et d'*Ecoplant v2* ont les mêmes espèces aux mêmes rangs pour les Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélique uniflore (9130-5) et les Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (9130-6), et les « métarelevés » de *Jura* et d'*Ecoplant* ont les mêmes espèces aux mêmes rangs pour les Hêtraies à Tilleul d'ubac sur sols carbonatés (9130-8) pour la strate arborée. Ceci peut s'expliquer par la gestion ; pour un même habitat, qui peut s'assimiler grossièrement à une station forestière, les préconisations de gestion sont les mêmes partout en France (même si on tient compte des particularités locales), ce qui explique qu'on puisse trouver les mêmes espèces avec les mêmes rangs.

Les mêmes espèces aux mêmes rangs pour la strate muscinale observée peut s'expliquer simplement par le manque de connaissance des opérateurs de relevés en bryologie : peu d'espèces sont connues ou physionomiquement repérables, donc celles qui le sont reviennent constamment dans les relevés.

Par contre, on peut aussi remarquer les « métarelevés » de *Jura* et d'*Ecoplant* pour les Sapinières-hêtraies à Dentaire pennée (9130-12) sont très différents sur les critères de ce test. Les « métarelevés » d'*Ecoplant* les plus élevés sont situés à 1300m d'altitude, et les plus bas à 600m. On peut supposer que les sites les plus hauts en altitude sont difficilement accessibles et que dans ces endroits la gestion est presque inexistante ; alors que dans les sites situés plus bas, ces forêts sont gérées. On peut éventuellement expliquer qu'on ne trouve pas les mêmes espèces aux mêmes rangs grâce à une différence d'effort de gestion.

Enfin, on remarque que pour la strate herbacée de tous les habitats, on a une très forte différence entre les « métarelevés » de *Jura* et d'*Ecoplant* ou *Ecoplant v2*. Ceci peut être due à la richesse spécifique qui est plus importante, il devient plus difficile de retrouver la même espèce au même rang, les probabilités sont plus faibles. De plus, l'estimation de l'abondance est plus subjective encore dans la strate herbacée que dans les autres strates, et la banque de graines est également très variable selon les sites.

Le rangement des espèces selon l'abondance est différent par habitat selon l'origine des données, sauf pour la strate arborée dans certains cas. On peut attribuer cela à l'effort de gestion qui existe sur ces forêts gérées.

5.2. Indices de diversité des habitats

Nous avons obtenu les indices de diversité par habitat, par strate et par origine des données. Pour faciliter la lecture et ne pas trop encombrer, ici ne sont présentés que les résultats pour les strates arborée et herbacée (cf. Annexe 8 où l'ensemble des résultats est présenté). Les résultats sont dans le tableau suivant (Tableau 8).

9130-5				9130-6			
<i>A arborée</i>	<i>Ecoplant</i>	<i>Ecoplant v2</i>	<i>Jura</i>	<i>A arborée</i>	<i>Ecoplant</i>	<i>Ecoplant v2</i>	<i>Jura</i>
S	53	23	16	S	36	16	14
H'	1,04	0,97	0,98	H'	0,85	0,85	0,93
J	0,18	0,21	0,25	J	0,16	0,21	0,24
D	5,23	5,17	5,40	D	4,23	4,45	5,37
nb relevés	261	24	21	nb relevés	239	17	20

<i>h herbacée</i>	<i>Ecoplant</i>	<i>Ecoplant v2</i>	<i>Jura</i>	<i>h herbacée</i>	<i>Ecoplant</i>	<i>Ecoplant v2</i>	<i>Jura</i>
S	338	138	79	S	254	80	63
H'	1,88	1,75	1,49	H'	1,89	1,43	1,18
J	0,22	0,25	0,24	J	0,24	0,23	0,20
D	14,20	14,81	10,07	D	24,12	11,51	6,05
nb relevés	264	24	21	nb relevés	247	17	20

9130-8			9130-12		
<i>A arborée</i>	<i>Ecoplant</i>	<i>Jura</i>	<i>A arborée</i>	<i>Ecoplant</i>	<i>Jura</i>
S	15	11	S	16	11
H'	0,68	0,75	H'	0,57	0,83
J	0,17	0,22	J	0,14	0,24
D	2,91	3,15	D	2,51	4,27
nb relevés	17	12	nb relevés	20	19

<i>h herbacée</i>	<i>Ecoplant</i>	<i>Jura</i>	<i>h herbacée</i>	<i>Ecoplant</i>	<i>Jura</i>
S	97	23	S	132	60
H'	1,33	1,14	H'	1,76	1,24
J	0,20	0,25	J	0,25	0,21
D	7,18	5,52	D	18,92	6,42
nb relevés	17	12	nb relevés	20	19

Tableau 8 : Indices de diversités par habitats, strates (limité à la strate arborée et herbacée) et origine des données, ainsi que le nombre de relevés utilisés

S - Richesse spécifique (nombre d'espèces)
H' - Indice de diversité de Shannon-Weaver
J - Indice d'équirépartition de Pielou
D - Indice de diversité réciproque de Simpson

Lorsqu'on porte sur un graphique le logarithme de la richesse spécifique d'une communauté en abscisse, et l'indice de diversité de Shannon en ordonnée, l'indice d'équirépartition de Pielou est égal à la pente de la droite reliant le point à l'origine [$J=H'/\log_2(S)$]. C'est cette représentation que nous avons choisie pour les cinq graphiques suivants :

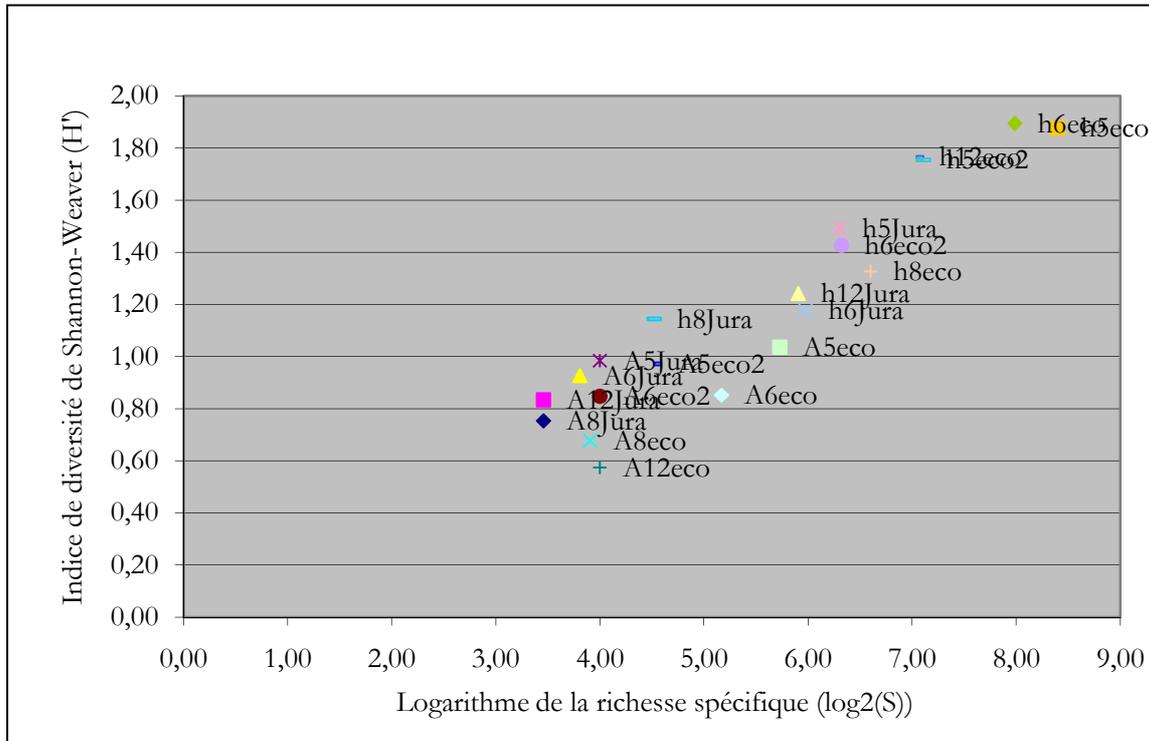


Figure 19 : Représentation des indices de diversité par « métarelevé » (limité aux strates arborée et herbacée)

Nom du métarelevé (ex : A5jura)	X	Explication
A5jura	A	strate arborée
	h	strate herbacée
A5jura	5	9130-5 : Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélisque uniflore <i>Galio odorati-Fagetum sylvatica</i>
	6	9130-6 : Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix <i>Poa chaixii-Fagetum sylvaticae</i>
	8	9130-8 : Hêtraies à Tilleul d'ubac sur sols carbonatés <i>Tilio platyphylli-Fagetum sylvaticae</i>
	12	9130-12 : Sapinière-hêtraie à Dentaire pennée (<i>Cardamino heptaphyllae-Abietetum albae</i>)
A5xxxx	jura	ensemble des relevés réalisés lors de la phase de terrain dans le Jura
	eco	ensemble des relevés disponibles dans la base de données EcoPlant
	eco2	ensemble de relevés sélectionnés par tirage aléatoire dans la base de données EcoPlant

Tableau 9 : Explication des intitulés des « métarelevés », ex. : A5jura

Richesse spécifique

On trouve 53 espèces différentes dans la strate arborée pour le « métarelevés » d'*Ecoplant* pour les Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélisque uniflore (9130-5). Ceci s'explique car il y a eu 261 relevés, dans de très nombreux contextes, et donc pratiquement toutes les espèces arborées françaises ont été rencontrées au moins une fois, que leur présence soit naturelle ou non.

On trouve également plus d'espèces dans les « métarelevés » d'*Ecoplant v2* que dans les « métarelevés » de *Jura*, car ils proviennent de contextes tous différents, alors que les « métarelevés » jurassiens ont été faits dans la même forêt, donc le pool d'espèce potentiellement présente est plus élevé dans *Ecoplant v2* que dans *Jura*.

Indice de diversité de Shannon-Weaver et indice d'équirépartition de Pielou

Sur la figure 19 les points sont positionnés approximativement sur la même droite, l'indice de Pielou est donc assez similaire pour tous les « métarelevés ».

On observe un indice de Shannon et de Pielou faible dans la strate arborée (Figure 20), ce qui s'explique dans une forêt gérée, car les forestiers ont depuis très longtemps privilégié certaines essences aux dépens d'autres lorsque ces essences sont économiquement plus intéressantes. On peut remarquer que l'indice de Pielou est plus fort pour cette strate pour les Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélisque uniflore (9130-5) et les Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (9130-6) ainsi que pour l'indice de Shannon pour les Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (9130-6) pour les « métarelevés » jurassiens, comme évoqué précédemment, les relevés ont été fait dans la forêt communale de Château-Chalon, où la diversité en essences-objectifs (hêtre, chênes sessile et pédonculé, tilleul, érables) est forte.

Les indices de Shannon et Pielou restent faibles pour les strates herbacées (Figure 21) malgré qu'ils soient plus élevés que dans la strate arborée, ce qui s'explique dans tous les cas par la présence de beaucoup d'espèces rares ou peu présentes, et beaucoup d'espèces très communes.

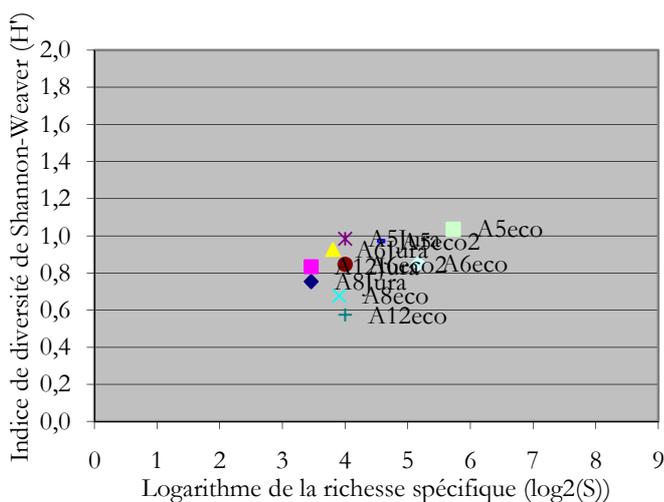


Figure 20 : Représentation des indices de diversité des « métarelevés » de la strate arborée selon l'habitat et l'origine des données

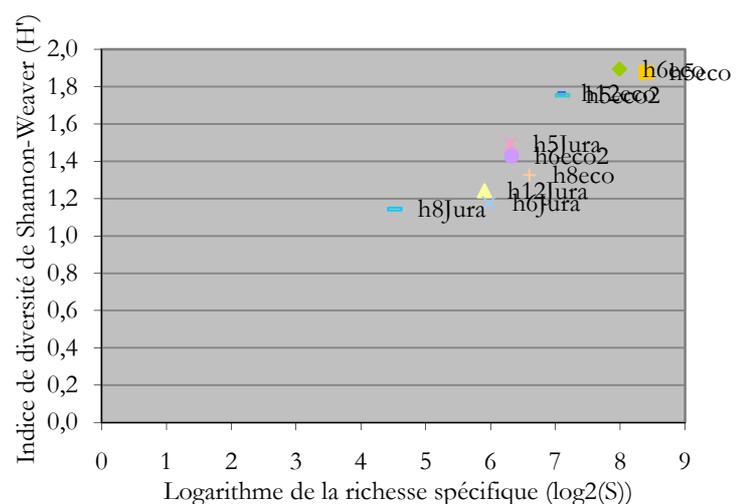


Figure 21 : Représentation des indices de diversité des « métarelevés » de la strate herbacée selon l'habitat et l'origine des données

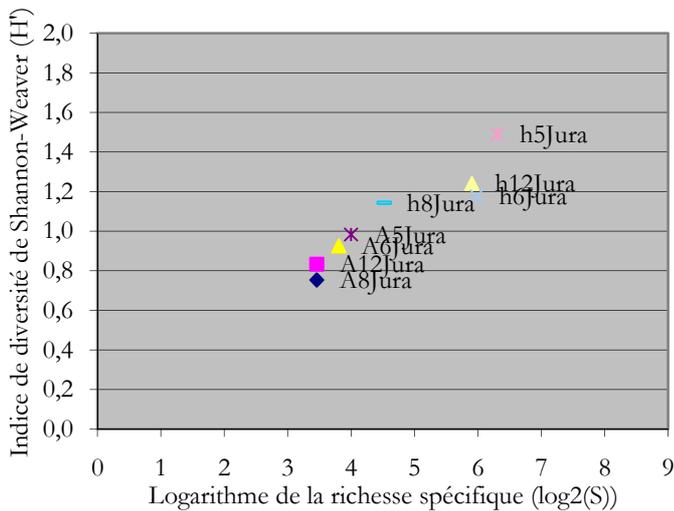


Figure 22 : Représentation des indices de diversité des « métarelevés » issus des relevés du Jura selon l'habitat et la strate

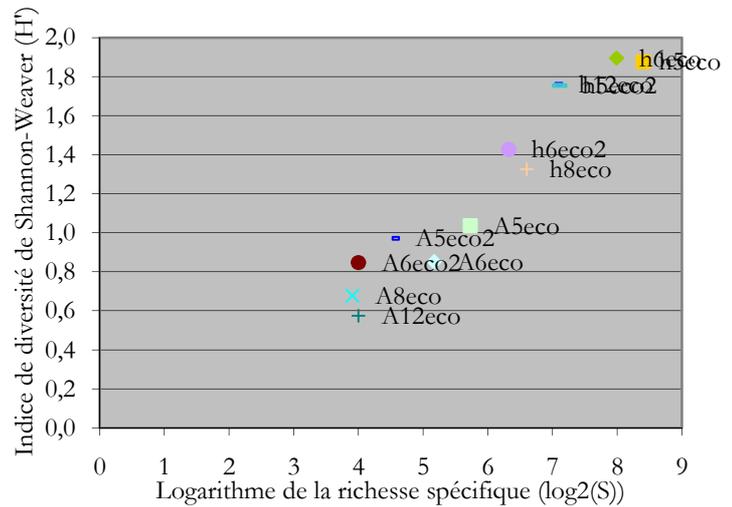


Figure 23 : Représentation des indices de diversité des « métarelevés » issus des données d'EcoPlant selon l'habitat et la strate

On trouve des indices de Pielou, donc d'équirépartition meilleurs pour les « métarelevés » de *Jura* que pour les autres origines de données (Figures 22 et 23), ce qui est en accord avec le modèle de distribution d'abondance trouvé (modèle lognormal) qui convient à la représentation de communautés dans lesquelles la majorité des espèces sont moyennement abondantes, alors qu'il y a peu d'espèces très abondantes ou très rares, ce qui justifie une meilleure répartition des individus entre les espèces.

En général, les indices de diversité sont assez faibles et assez proches entre eux par habitat, par strate, et par origine des données.

Indice de diversité réciproque de Simpson

Ici D est l'indice réciproque de Simpson c'est-à-dire $1/(\text{indice de Simpson})$. Donc plus l'indice est élevé, plus D tend vers 0 (D va de 0 à 1), donc plus la diversité augmente. L'évolution de cet indice est en adéquation avec l'évolution des autres. Il nous apporte que peu d'informations en plus, notamment car les habitats étudiés sont assez similaires.

5.3. Listes d'« espèces typiques » par habitats élémentaires

La question de l'intégration de certaines unités taxonomiques dans la liste d'« espèces typiques » s'est posée, c'est le cas pour les ptéridophytes et les bryophytes.

Incorporation des bryophytes dans les listes d'« espèces typiques »

Les relevés phytosociologiques en forêt concernent en général les phanérophytes sur une surface de plusieurs centaines de mètres carrés (en moyenne 400 m²). Un relevé des bryophytes sur cette surface est aberrant, car il est impossible de s'approcher de l'exhaustivité à une telle échelle. L'étude des groupements bryophytiques et de leur fonctionnement écologique n'est pertinente que sur des surfaces beaucoup plus petites (de 500 cm² à 1-2m²). Les bryophytes occupent des microniches écologiques que n'occupent pas

les phanérophytes, et sur des surfaces dont l'échelle n'est pas comparable avec eux, donc les relevés doivent être déconnectés entre eux. On ne peut pas généraliser de la présence ou l'absence d'une espèce bryophytique au niveau du syntaxon forestier, elle ne donne que des informations très localisées, sur la richesse de l'humus localement par exemple. Dans un écosystème forestier, l'étude des communautés de bryophytes au sein d'un habitat peut permettre de différencier des variantes de l'habitat, à l'écologie un peu différente (par exemple pour l'humidité), mais ne peut servir à caractériser un habitat. Il y a une discordance spatiale entre le fonctionnement écologique de l'habitat et l'écologie des bryophytes.

Il est encore moins pertinent de faire remonter l'information de présence ou d'absence d'une espèce bryophytique à l'échelle du site.

De plus, il y a un manque très fort de fiabilité des relevés dans la base de donnée EcoPlant en ce qui concerne les bryophytes, ils sont absents de bon nombre de relevés, certainement car ils sont réellement absents de la placette, mais aussi par manque de connaissance, ou parce que l'on considère qu'ils ne sont pas directement sur le sol (installé sur du bois mort, des pierres *etc.*).

En conclusion, l'exploitation des données sur les bryophytes est difficile et peu pertinente dans le cadre de notre démarche et à notre échelle d'étude. Également, il est difficile de demander à un opérateur de site Natura 2000 de reconnaître de manière sûre des bryophytes. C'est pourquoi aucune espèce appartenant à ce groupe taxonomique ne fera partie de la liste d'« espèces typiques ».

Incorporation des ptéridophytes dans les listes d'« espèces typiques »

Les ptéridophytes sont un groupe taxonomique particulièrement étudié, néanmoins, nous n'avons que peu d'information quant à leurs interactions avec les autres espèces. Leur reproduction et leur dissémination ne nécessitent généralement pas l'intervention d'autres espèces, et il ne semble pas que ces espèces soient consommées par d'autres espèces. C'est pourquoi aucune espèce appartenant à ce groupe taxonomique ne fera partie de la liste d'« espèces typiques », à cause de l'approche choisie dans l'étude des traits d'histoire de vie.

La stratification de la végétation dans la liste d'« espèces typiques », et leur maturité sexuelle

La réalisation de diagramme rang-fréquence et l'ajustement des modèles de distribution d'abondance ont été réalisés par strate, car ce travail n'est cohérent qu'à cette échelle. Néanmoins, les informations sur les traits d'histoire de vie des espèces ne diffèrent pas selon les strates, la réflexion sur l'apport au fonctionnement de l'écosystème de ces espèces ne prend pas en considération la strate, mais par contre pour les données concernant la reproduction (primordiale dans la réflexion), les espèces doivent avoir atteint leur maturité sexuelle pour que les informations soient vérifiées.

L'information de l'appartenance à une strate est cependant importante pour évaluer l'apport à la structure de l'écosystème.

C'est pourquoi, en prenant en compte ces informations, il apparaît qu'il est plus simple et plus pertinent de prendre en compte la présence des individus en tant qu'« espèce typique » à partir du moment où ils ont atteint leur maturité sexuelle. L'hypothèse est que les espèces arborées à partir du moment où elles ont atteint leur maturité sexuelle, ont une structure morphologique qui commence à participer de la manière attendue à la structure de l'écosystème.

Les traits d'histoire de vie concernant la reproduction étant ceux que nous avons pris le plus en compte, les populations clonales ne sont ici pas concernées.

Le cas d'espèces « typiques » de plusieurs habitats

Certaines « espèces typiques » se retrouvent dans les listes proposées pour plusieurs habitats élémentaires (tels que *Fagus sylvatica* et *Hedera helix* qui sont présents dans les quatre listes, et *Lamium galeobdolon* et *Galium odoratum* qui sont présents dans trois listes sur les quatre) ce qui se justifie facilement, car l'Union européenne demande à ses États membres une évaluation et donc une liste d'« espèces typiques » par habitat générique, donc retrouver les mêmes espèces au sein des listes par habitats élémentaires issus d'un même habitat générique est cohérent.

De plus, on s'intéresse à un pool d'« espèces typiques », la réflexion sur le diagnostic du bon état de conservation de la structure et du fonctionnement de l'écosystème a été menée en considérant le groupe d'espèces ensemble, et non les espèces prises individuellement.

Fiches par habitats élémentaires

Nous présentons ici une fiche par habitat élémentaire étudié, où on trouve la liste d'« espèces typiques » proposée. Également, un paragraphe retraçant ce qu'on estime être l'apport des espèces choisies à la structure de l'habitat élémentaire et à son fonctionnement. Elle constitue une synthèse de la réflexion qui a été appliquée pour aboutir aux listes proposées (Annexe 9). Enfin, deux paragraphes concernant les parties « pratique » et « réglementaire » résument la poursuite de la réflexion menée.

9130-5 • Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélisque uniflore

Galio odorati-Fagetum sylvaticae

« Espèces typiques »

« Espèces typiques »
<i>Fagus sylvatica</i>
<i>Quercus petraea</i>
<i>Crataegus laevigata</i>
<i>Hedera helix</i>
<i>Anemone nemorosa</i>
<i>Galium odoratum</i>
<i>Melica uniflora</i>
<i>Ornithogalum pyrenaicum</i>
<i>Ligustrum vulgare</i>



Figure 24 : Carte d'aire de répartition des Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélisque uniflore (Extraite des cahiers d'habitats, Bensettiti *et al.*, 2001)

Structure

Dans cette liste, les trois strates sont représentées. Dans la strate arborée deux espèces de feuillus, *Fagus sylvatica* et *Quercus petraea*, apparaissent, avec une morphologie différente, la structure verticale est donc variée. De plus, cela a un impact sur la pédogénèse car la litière sera variée, et donc le cortège de la mésofaune sera varié également.

Fonctionnement

Le caractère le plus intéressant de cette liste est la grande diversité dans les vecteurs de reproduction et de dissémination de ces espèces. Plusieurs espèces sont entomogames, tels que *Fagus sylvatica*, *Galium odoratum* ou *Quercus petraea*, elles sont donc des indices de la présence d'insectes pollinisateurs. Ces insectes peuvent être eux-mêmes ensuite consommés par des chauves-souris. Également, plusieurs espèces sont zoochores (que ce soit dyszoochores ou endozoochores), ce qui peut indiquer la présence d'animaux pouvant consommer des graines et des fruits, tels que les rongeurs ou les mammifères. De plus, plusieurs espèces sont myrmécochores, par exemple *Melica uniflora* et *Anemone nemorosa* (Figure 25). Même si les fourmis ne sont pas le vecteur exclusif de dissémination de ces espèces, leur présence est néanmoins un indice de la présence potentielle de fourmis, qui elles-mêmes peuvent être consommatrices d'autres espèces, entre autres des nuisibles.

Durant une grande partie de l'année (de mars à octobre), des espèces de cette liste sont en période végétative dans différents stades phénologiques, comme la floraison, mais surtout il y a production de fruits et donc de graines toute l'année, ce qui est particulièrement intéressant pour la faune. On observe une forte diversité du poids des graines (de 2,1 mg à 1108 mg), donc on peut penser intuitivement que cela induit une forte diversité de leur valeur nutritive. On peut supposer également que cette diversité de poids induit une diversité de la taille des graines et de leur forme, donc une diversité dans les consommateurs

(provenant de différents groupes taxonomiques ; mais également à l'intérieur du groupe des oiseaux, cela peut amener une diversité dans les types de becs donc dans les espèces rencontrées). On peut appliquer le même raisonnement aux différents fruits comestibles, tels que le gland (*Quercus petraea*) ou la baie de *Hedera helix*, produits par les espèces de cet ensemble. L'inflorescence d'*Ornithogalum pyrenaicum* est également consommable et appréciée. Ce groupe d'espèces présente des fruits de mars à décembre, c'est-à-dire plus des $\frac{3}{4}$ de l'année. Également, certaines espèces sont mellifères, elles sont donc intéressantes pour toutes les espèces butineuses. Un autre aspect intéressant pour la ressource est les différents types de mycorhization de ces espèces (ectoplasmique et vésicules arbusculaires), ce qui fournit lors de création de sporophore de la nourriture pour les animaux.



Figure 25 : Photographie de l'Anémone des bois (*Anemone nemorosa*)

Hedera helix est sempervirente et *Ligustrum vulgare* est marcescente, ces espèces peuvent donc fournir un abri toute l'année pour les animaux, et quelques arbustes sont assez bas, ce qui peut permettre aux oiseaux nidifiant au sol de se cacher lors de la reproduction.

Six espèces sur neuf étant témoins de forêts anciennes, on peut donc penser qu'elles appartiennent depuis longtemps au cortège floristique de cet habitat. De plus, les types biologiques de Raunkier et les stratégies sont diversifiés, ce qui confère une bonne résilience à ce groupe d'espèces.

Enfin, cinq espèces sont diagnostiques et trois espèces sont indicatrices, elles donnent un autre avantage à ce groupe d'espèces, la fréquence d'apparition pour les espèces diagnostiques, et le caractère indicateur pour les espèces indicatrices. L'absence de relevés princeps et de tableaux phytosociologiques y afférents, ne nous a pas permis d'identifier des espèces caractéristiques pour ce groupe.

Pratique

Ces espèces sont connues, donc il y a de fortes chances qu'elles soient reconnaissables par des opérateurs de site Natura 2000, elles ont des aspects très caractéristiques. Les seules qui demandent quelques vérifications avant identification finale sont *Quercus petraea* (à ne pas confondre avec *Quercus robur*), *Crateagus laevigata* (confusion possible avec *Crateagus monogyna*) et *Melica uniflora* (confusion possible avec d'autres Poacées), néanmoins facilement reconnaissable à son antiligule.

Règlementaire

Il n'y a que deux espèces, *Crataegus laevigata* et *Ligustrum vulgare*, qui ne font pas partie des espèces citées par un État membre comme « espèce typique » des Hêtraies de l'*Asperulo-Fagetum* (9130) dans les listes établies lors de la première évaluation. Il y a une espèce protégée au niveau français dans deux régions et dix départements, *Ornithogalum pyrenaicum*, on peut penser que la présence de cette espèce est répertoriée sur les sites.

* * * * *

9130-6 · Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix

Poa chaixii-Fagetum sylvaticae

« Espèces typiques »

« Espèces typiques »

Quercus petraea

Fagus sylvatica

Hedera helix

Anemone nemorosa

Lamium galeobdolon

Milium effusum

Galium odoratum

Convallaria majalis

Lonicera periclymenum

Luzula luzuloides

Deschampsia cespitosa



Figure 26 : Carte d'aire de répartition des Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (Extrait des cahiers d'habitats, Bensettiti *et al.*, 2001)

Structure

Les trois strates sont représentées. Il y a toutes tailles d'espèces, mais peu d'arbustes. Néanmoins, il y a une forte diversité dans la strate herbacée, avec différents types biologiques de Raunkier et différentes morphologies (de la plante à inflorescence classique telle que *Anemone nemorosa* aux Poacées telles que *Deschampsia cespitosa* ou aux Joncacées telles que *Luzula luzuloides*). Les lianes formées par *Lonicera periclymenum* apportent une diversité dans la structure de cet habitat.

Fonctionnement

Ici encore, l'aspect le plus intéressant de cette liste est la grande diversité dans les vecteurs de pollinisation et de dissémination de ces espèces. Par exemple, *Luzula luzuloides*, *Lamium galeobdolon* et *Anemone nemorosa* sont myrmécochores. Nous savons que les fourmis ne sont pas le vecteur exclusif de dissémination de ces espèces, leur présence est néanmoins un indice de la possible présence de fourmis, qui elles-mêmes peuvent être prédatrices de nuisibles, ou être consommées par d'autres (chaîne trophique). Presque la moitié des espèces sont zoochores (que ce soit dyszoochores ou endozoochores), ce qui est un très bon indicateur de la présence d'animaux consommateurs de graines et de fruits, tels que les rongeurs ou les mammifères. Enfin, plusieurs espèces sont entomogames, tels que *Galium odoratum* (Figure 27) ou *Convallaria majalis*, elles sont donc des indices de la présence d'insectes pollinisateurs. Ces insectes peuvent être eux-mêmes ensuite consommés par des chauves-souris, ou par d'autres espèces comme les oiseaux, ou les amphibiens.

D'avril à octobre (à peu près la moitié de l'année), on peut observer des espèces en fleur dans ce groupe. On observe une diversité dans les fruits comestibles (tels que la faine de *Fagus sylvatica*, ou le gland de *Quercus petraea*) produits par les espèces de cet ensemble. On observe également une forte diversité du poids des graines (de 0,3 mg à 1108 mg), donc on peut penser que cela peut induire une forte diversité de leur valeur nutritive. En poursuivant le raisonnement, on peut supposer que cette diversité de poids induit une diversité de la taille des graines et de leur forme, donc une diversité dans les consommateurs (diversité dans les types de consommateurs, mais également dans leurs tailles par exemple). D'autres espèces sont mellifères, ce qui est un indicateur de potentialité de présence d'espèces butineuses. Les types de mycorhization de ces espèces sont diversifiés (ectoplasmique, vésicules arbusculaires), ce qui fournit lors de création de sporophore de la nourriture pour les animaux et qui améliore donc la ressource en nourriture de l'habitat.

Hedera helix est sempervirente, toute l'année cette espèce peut fournir un abri pour les animaux, et plusieurs arbustes sont assez bas, ce qui permet aux oiseaux nidifiant au sol de se cacher lors de la reproduction.

Neuf espèces sur onze sont témoins de forêts anciennes, on peut donc penser qu'elles appartiennent depuis longtemps au cortège floristique de cet habitat. De plus, les types biologiques de Raunkier et les stratégies sont très diversifiés, ce qui confère une bonne résilience à ce groupe d'espèces.

Enfin, nous constatons que dans cette liste établie, cinq espèces sont diagnostiques, huit sont caractéristiques et cinq autres sont indicatrices. La fréquence d'apparition des espèces caractéristiques et diagnostiques, et le caractère indicateur des espèces indicatrices apportent un avantage à cette liste.

Pratique

Ces espèces sont communes, donc il y a de fortes chances qu'elles soient connues des opérateurs de site Natura 2000, elles ont des aspects très caractéristiques. Les trois seules qui demandent quelques vérifications avant identification finale sont *Quercus petraea* (à ne pas confondre avec *Quercus robur*), *Milium effusum* à ne pas confondre avec d'autres graminées et *Luzula luzuloides* à ne pas confondre avec d'autres luzules.

Règlementaire

Il n'y a que deux espèces, *Lonicera perichlymenum* et *Luzula luzuloides*, qui ne font pas partie des espèces citées par un État membre comme « espèce typique » des Hêtraies de l'*Asperulo-Fagetum* (9130) dans la première évaluation. Il n'y a qu'une seule espèce, *Convallaria majalis*, qui est protégée en France dans quinze départements, cette espèce est donc certainement plus surveillée que les autres.



Figure 27 : Photographie du Gaïlet odorant (*Galium odoratum*)

* * * * *

9130-8 • Hêtraies à Tilleul d'ubac sur sols carbonatés

Tilio platyphyllo-Fagetum sylvaticae

« Espèces typiques »

« Espèces typiques »
<i>Tilia platyphyllos</i>
<i>Fagus sylvatica</i>
<i>Sambucus nigra</i>
<i>Corylus avellana</i>
<i>Lonicera xylosteum</i>
<i>Hedera helix</i>
<i>Allium ursinum</i>
<i>Mercurialis perennis</i>
<i>Lamiasrum galeobdolon</i>



Figure 28 : Carte d'aire de répartition des Hêtraies à Tilleul d'ubac sur sols carbonatés (Extraite des cahiers d'habitats, Bensettiti *et al.*, 2001)

Structure

Les trois strates sont représentées excepté la strate muscinale. Il y a toutes tailles d'espèces, notamment pour les arbustes, nombreux dans cette liste, et de morphologie et structure différentes. Dans la strate arborée deux espèces de feuillus, *Fagus sylvatica* et *Tilia platyphyllos*, apparaissent, avec une morphologie différente, la structure verticale est donc plus variée. De plus, cela a un impact sur la pédogénèse car la litière sera variée, et donc la mésafaune sera variée également.

Fonctionnement

L'intérêt de cette liste d'espèces réside beaucoup dans la grande diversité des vecteurs de reproduction et de dissémination de ces espèces. Beaucoup d'espèces sont zoochores (que ce soit dyszoochores ou endozoochores), ce qui peut indiquer la présence d'animaux consommateurs de graines et de fruits, tels que les rongeurs ou les mammifères. Ensuite, ces espèces prédatrices peuvent être elle-même consommées. Également, *Mercurialis perennis* et *Lamiasrum galeobdolon* sont myrmécochores. Même si les fourmis ne sont pas le vecteur exclusif de dissémination de ces espèces, leur présence est cependant un indice de la présence potentielle de fourmis, qui elles-mêmes peuvent être consommatrices de nuisibles, ou être consommées. De plus, plusieurs espèces sont entomogames, tels que *Tilia platyphyllos*, *Allium ursinum* (Figure 29) ou *Sambucus nigra*, elles sont donc des indices de la présence d'insectes pollinisateurs. D'autres encore sont mellifères, ce qui peut indiquer la présence d'espèces butineuses. Ces insectes peuvent être eux-mêmes ensuite consommés par des chauves-souris.

Durant plus des trois quarts de l'année (de janvier à octobre), des espèces de ce groupe sont en floraison, de plus ce groupe d'espèce présente des fruits de mars à novembre. On trouve différents fruits comestibles (tels que la noisette de *Corylus avellana* ou la baie de *Sambucus nigra*) produits par les espèces de cet ensemble. Également, on observe une forte diversité du poids des graines (de 2,7 mg à 688 mg), donc on peut penser intuitivement que cela induit une forte diversité de leur valeur nutritive. On peut supposer également que cette diversité de poids induit une diversité de la taille des graines et de leur forme, donc une diversité chez les consommateurs. En continuité de la réflexion sur la ressource en nourriture, il y a de la diversité dans les types de mycorhization de ces espèces (ectoplasmique et vésicules arbusculaires), ce qui fournit lors de création de sporophore de la nourriture pour les animaux.

Hedera helix est sempervirente, cette espèce peut donc fournir un abri toute l'année pour les animaux, et surtout plusieurs espèces sont arbustives, ce qui permet la création d'un abri toute l'année pour certains animaux, notamment pendant la période de reproduction.

Six espèces sur neuf étant témoins de forêts anciennes, on peut donc penser qu'elles appartiennent depuis longtemps au cortège floristique de cet habitat. De plus, les types biologiques de Raunkier et les stratégies sont très diversifiés, ce qui confère une bonne résilience à ce groupe d'espèces.

Enfin, quatre espèces sont diagnostiques, trois espèces sont caractéristiques, et cinq espèces sont indicatrices, elles donnent un autre avantage à ce groupe d'espèces, la fréquence d'apparition pour les espèces diagnostiques et caractéristiques, et le caractère indicateur pour les espèces indicatrices.

Pratique

Ces espèces sont connues, donc il y a de fortes chances qu'elles soient connues des opérateurs de site Natura 2000, elles ont des aspects très caractéristiques. Les trois seules qui demandent quelques vérifications avant identification finale sont *Tilia platyphyllos* (à ne pas confondre avec *Tilia cordata*), *Lonicera xylosteum* (à ne pas confondre avec les autres espèces de *Lonicera*), et *Sambucus nigra* (à ne pas confondre avec *Sambucus racemosa*, mais facilement différenciable grâce à la couleur de la moelle).

Règlementaire

Il n'y a aucune espèce qui ne fait pas partie des espèces citées par un État membre comme « espèce typique » des Hêtraies de l'*Asperulo-Fagetum* (9130) dans la première évaluation.

Aucune de ces espèces n'est protégée en France.



Figure 29 : Photographie de l'Ail des ours (*Allium ursinum*)

* * * * *

9130-12 · Sapinières-hêtraies à Dentaire pennée

Cardamino heptaphyllae-Abietetum albae

« Espèces typiques »

« Espèces typiques »
<i>Fagus sylvatica</i>
<i>Picea abies</i>
<i>Abies alba</i>
<i>Galium odoratum</i>
<i>Hedera helix</i>
<i>Vaccinium myrtillus</i>
<i>Lamiaeum galeobdolon</i>
<i>Fragaria vesca</i>
<i>Ribes alpinum</i>
<i>Mercurialis perennis</i>
<i>Rosa pendulina</i>



Figure 30 : Carte d'aire de répartition des Sapinières-hêtraies à Dentaire pennée (Extraite des cahiers d'habitats (Bensettiti *et al.*, 2001))

Structure

Les trois strates sont représentées. Il y a toutes tailles d'espèces, notamment pour les arbustes. Dans la strate arborée, deux espèces de résineux, *Picea abies* et *Abies alba*, apparaissent et une espèce de feuillus, *Fagus sylvatica*, avec une écologie et une morphologie différente (notamment en ce qui concerne la forme des feuilles), il est intéressant d'avoir les deux dans l'écosystème. De plus, cela a un impact sur la pédogénèse car la litière sera variée, et donc le cortège mésofaunique sera varié également.

Fonctionnement

Il y a une grande diversité dans les vecteurs de pollinisation et de dissémination de ces espèces. Par exemple, *Mercurialis perennis* (Figure 31) et *Lamiaeum galeobdolon* sont myrmécochores. Même si les fourmis ne sont pas le vecteur exclusif de dissémination de ces espèces, leur présence est néanmoins un indice de la présence possible de fourmis, qui elles-mêmes peuvent être consommatrices de nuisibles, ou être consommées. Plusieurs espèces sont entomogames, tels que *Fagus sylvatica* ou *Galium odoratum*, elles sont donc des indices de la présence d'insectes pollinisateurs ; d'autres espèces sont mellifères, et servent elles aussi d'indicateurs potentiels. Ces insectes peuvent être eux-mêmes ensuite consommés par des chauves-souris. De plus, plusieurs espèces sont zoochores (que ce soit dyszoochores ou endozoochores), ce qui peut indiquer la présence d'animaux consommateurs de graines et de fruits, tels que les rongeurs ou les mammifères.

D'avril à octobre (à peu près la moitié de l'année), des espèces de ce groupe sont en fleur, et il y a production de fruit et donc de graines toute l'année. On observe une forte diversité du poids des graines (de 0,3 mg à 157,9 mg), donc on peut penser que cela induit une forte diversité de leur valeur nutritive. On peut supposer également que cette diversité de poids induit une diversité de la taille des graines et de leur forme, donc une diversité des consommateurs (provenant de différents groupes fonctionnels, mais également à l'intérieur du groupe des oiseaux, cela peut amener une diversité dans les types de becs donc dans les espèces rencontrées). On peut appliquer le même raisonnement aux différents fruits comestibles tels que la fraise du fraisier (*Fragaria vesca*) ou la baie de la myrtille (*Vaccinium myrtillus*) produits par les espèces de cet ensemble.



Figure 31 : Photographie de la Mercuriale pérenne (*Mercurialis perennis*)

Il y a une grande diversité dans les types de mycorhization de ces espèces (ectoplasmique, ectendoplasmique, vésicules arbusculaires, ericoïde), ce qui fournit lors de création de sporophore de la nourriture pour les animaux. *Abies alba*, *Picea abies* et *Hedera helix* sont sempervirentes, ces espèces peuvent donc fournir un abri toute l'année pour les animaux, et plusieurs arbustes sont assez bas, ce qui peut permettre aux oiseaux nidifiants au sol de se cacher lors de la reproduction. Les types biologiques de Raunkier et les stratégies sont diversifiés, ce qui confère une bonne résilience à ce groupe d'espèces.

Six espèces sur onze sont témoins de forêts anciennes, on peut donc penser qu'elles appartiennent depuis longtemps au cortège floristique de cet habitat.

Enfin, quatre espèces sont diagnostiques et quatre espèces sont indicatrices, elles donnent un autre avantage à ce groupe d'espèces, la fréquence d'apparition pour les espèces diagnostiques, et le caractère indicateur pour les espèces indicatrices. Aucune « espèce typique » n'est une espèce caractéristique de cet habitat.

Pratique

Ces espèces sont connues, donc il y a de fortes chances qu'elles soient reconnaissables par des opérateurs de site Natura 2000, elles ont des aspects très caractéristiques. Les trois seules qui demandent quelques vérifications avant identification finale sont *Fragaria vesca* (confusion possible avec *Potentilla sterilis*), *Ribes alpinum* confusion possible avec les autres groseilliers et *Rosa pendulina* (confusion possible avec les autres *Rosa sp.*), néanmoins facilement reconnaissable à son absence d'aiguillons.

Règlementaire

Il n'y a qu'une seule espèce, *Vaccinium myrtillus*, qui ne fait pas partie des espèces citées par un État membre comme « espèce typique » des Hêtraies de l'*Asperulo-Fagetum* (9130) dans la première évaluation. Néanmoins, elle est protégée en France dans deux régions et dans onze départements, cette espèce est donc certainement bien surveillée et connue.

* * * * *

5.4. Évaluation de l'état de conservation des habitats choisis dans les sites

Nous avons évalué l'état de conservation de chaque habitat élémentaire sur les sites étudiés. Pour rappel, il existait une évaluation de l'état de conservation à l'échelle de l'habitat générique des Hêtraies de l'*Asperulo-Fagetum* (9130) réalisée par Carnino en 2008 dans ces mêmes sites, ce qui nous a permis une comparaison partielle de nos deux résultats.

Nous avons suivi le même protocole mis en place par Carnino (2009) mais nous l'avons appliqué à chaque habitat élémentaire étudié par forêt. Pour chaque critère nous avons relevé la donnée par habitat élémentaire, à laquelle nous attribuons des points selon la méthodologie. Ensuite, nous sommes les points que nous retirons à la note maximale de 100 (selon la méthode mise en place), et nous obtenons une note qui correspond à un état de conservation (Annexe 10).

Évaluation de l'état de conservation en forêt communale de Château-Chalon (39)

- les Hêtraies-chênaies à Asperule odorante et Mélisque uniflore (9130-5) en forêt communale de Château-Chalon (39) en 2010 (Tableau 10) :

Critère	Composition dendrologique et atteintes "lourdes"	Très gros arbres vivants	Dynamique de renouvellement	Bois mort	Flore «typique»	Atteintes diffuses dans le site
Donnée	4%	2,7 arbres/ha	problème de régénération	1,1 arbres/ha	63 %	non
Point	-5	-10	-10	-10	0	0
Note	65					
Conclusion	État « altéré »					

Tableau 10 : Évaluation de l'état de conservation des Hêtraies-chênaies à Asperule odorante et Mélisque uniflore (9130-5) en forêt communale de Château-Chalon (39) en 2010

- les Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (9130-6) en forêt communale de Château-Chalon (39) en 2010 (Tableau 11):

Critère	Composition dendrologique et atteintes "lourdes"	Très gros arbres vivants	Dynamique de renouvellement	Bois mort	Flore «typique»	Atteintes diffuses dans le site
Donnée	10%	18,4 arbres/ha	problème de régénération	4,8 arbres/ha	43 %	non
Point	-10	0	-10	-2	0	0
Note	78					
Conclusion	État « bon-correct »					

Tableau 11 : Évaluation de l'état de conservation des Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (9130-6) en forêt communale de Château-Chalon (39) en 2010

- Évaluation de l'état de conservation des Hêtraies de l'*Asperulo-Fagetum* (9130) en forêt communale de Château-Chalon (39) (Carnino, 2008) :

50/100, état de conservation	« altéré » proche de « dégradé »
------------------------------	---

Évaluation de l'état de conservation en forêt communale de Larrivoire (39)

- les Hêtraies à Tilleul d'ubac sur sols carbonatés (9130-8) en forêt communale de Larrivoire (39) en 2010 (Tableau 12):

Critère	Composition dendrologique et atteintes "lourdes"	Très gros arbres vivants	Dynamique de renouvellement	Bois mort	Flore «typique»	Atteintes diffuses dans le site
Donnée	10%	1,3 arbres/ha	ok	1,3 arbres/ha	50 %	oui (exploitation au lançage)
Point	-10	-10	0	-10	0	-10
Note	60					
Conclusion	État « altéré »					

Tableau 12 : Évaluation de l'état de conservation des Hêtraies à Tilleul d'ubac sur sols carbonatés (9130-8) en forêt communale de Larrivoire (39) en 2010

- les Sapinières-hêtraies à Dentaire pennée (9130-12) en forêt communale de Larrivoire (39) en 2010 (Tableau 13):

Critère	Composition dendrologique et atteintes "lourdes"	Très gros arbres vivants	Dynamique de renouvellement	Bois mort	Flore «typique»	Atteintes diffuses dans le site
Donnée	3%	6,7 arbres/ha	ok	8,8 arbres/ha	47 %	oui (exploitation au lançage)
Point	-5	0	0	0	0	-10
Note	85					
Conclusion	État « bon-correct » (proche de l'optimal)					

Tableau 13 : Évaluation de l'état de conservation des Sapinières-hêtraies à Dentaire pennée (9130-12) en forêt communale de Larrivoire (39) en 2010

- Évaluation de l'état de conservation des Hêtraies de l'*Asperulo-Fagetum* (9130) en forêt communale de Larrivoire (39) (Carnino, 2008):

75/100, état de conservation	« bon-correct »
------------------------------	-----------------

Considérant qu'aucune distinction n'a été faite entre les habitats élémentaires en 2008, les évaluations d'état de conservation sont assez proches entre 2008 et 2010. Il est impératif de noter que lors de la campagne de terrain 2010, le relevé des données pour évaluer l'état de conservation des habitats a été couplé avec des relevés phytosociologiques dont l'objectif était de balayer toute la diversité floristique des habitats étudiés dans les sites. Les plantations ont donc été exclues du plan d'échantillonnage, ce qui biaise l'évaluation. De plus, comme précisé dans le §4.5., cette évaluation n'est valable que sur la surface cumulée de toutes les placettes. C'est pourquoi il reste difficile de comparer les deux évaluations d'état de conservation.

Nous avons gardé le seuil mis en place par Nathalie Carnino (2009) pour la notation concernant les « espèces typiques ». Il est intéressant de remarquer que la présence en moyenne par placette des « espèces typiques » est la plus faible dans les habitats où l'évaluation de l'état de conservation est la meilleure, cela concerne les Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (9130-6) en forêt communale de Château-Chalon (39) et les Sapinières-hêtraies à Dentaire pennée (9130-12) en forêt communale de Larrivoire (39). Ceci peut vouloir dire que les listes ont une validité limitée, ou que le critère « espèces typiques » s'il est un indicateur de l'état de conservation fiable doit avoir une place plus importante dans l'évaluation de l'état de conservation.

L'objectif de l'évaluation de l'état de conservation des habitats étudiés dans les forêts prospectées était à l'origine de pouvoir comparer l'impact dans le protocole des listes d'« espèces typiques » ayant des auteurs différents. Nous n'avons pas pu réaliser des listes différentes « à dire d'experts » par habitats (*cf.* §6), l'intérêt de l'évaluation est donc limité. Néanmoins, il est intéressant d'avoir pu appliquer ce protocole, car notre travail s'inscrit dans la continuité de celui de Carnino. De plus, l'application de la méthodologie a permis de soulever certaines questions, et également d'avoir un premier aperçu de l'impact de l'utilisation des listes dans l'évaluation de l'état de conservation et de soulever des questions vis-à-vis des seuils.

6. Discussion

Réflexions sur les habitats étudiés

Nous avons étudié quatre habitats élémentaires d'intérêt communautaire des Hêtraies de l'*Asperulo-Fagetum* (9130). La surface de leur aire de répartition naturelle sur le territoire national varie fortement entre les Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélique uniflore (9130-5) qui sont largement répandues et les Sapinières-hêtraies à Dentaire pennée (9130-12) concentrées sur quelques zones du Jura et du Massif Central. L'importance des données disponibles les concernant est très variable.

Les Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélique uniflore (9130-5) et les Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (9130-6) sont des Hêtraies collinéennes, installées sur sols riches en calcaire ou sur limons peu désaturés, principalement rencontrées dans la moitié nord de la France. Les Hêtraies à Tilleul d'ubac sur sols carbonatés (9130-8) et les Sapinières-hêtraies à Dentaire pennée (9130-12) sont des Hêtraies ou Sapinières-hêtraies montagnardes installées également sur sols riches en calcaire ou sur limons peu désaturés, mais parfois aussi sur roches cristallines, rencontrées généralement dans le quart nord-est de la France.

Le calcul des indices de diversité était une piste à explorer, mais cela a été peu informatif dans cette étude. Cela nous a montré cependant que la répartition des individus entre les espèces était la même entre les « métarelevés » de « référence » et les « métarelevés » de terrain, et entre les habitats quelque soit la strate, ceci grâce au calcul de l'indice d'équirépartition de Pielou. Par contre, le « test des rangs signés » nous apprend que nous n'avons pas les mêmes espèces aux mêmes rangs entre les « métarelevés » de « référence » et les « métarelevés » de terrain. Notre hypothèse est que la répartition des individus entre les espèces dans les habitats étant la même (même indice d'équirépartition), mais pas avec les mêmes espèces, nous assistons probablement à des cas de redondance fonctionnelle appliquée à des habitats différents, c'est-à-dire que des espèces différentes sont à la même place dans des communautés différentes avec des

caractéristiques intrinsèques qui leur confèrent un rôle très proche dans l'écosystème. Il est intéressant de souligner cette proximité des structures.

De plus, on a pu remarquer que certaines espèces sont des « espèces typiques » pour plusieurs des habitats élémentaires étudiés, elles participent de la même manière aux fonctions de l'écosystème, ce qui nous incite à dire que le fonctionnement de ces habitats est proche.

Il existe des débats sur la définition et l'existence de ces habitats élémentaires au niveau phytosociologique, de plus il nous a été impossible de trouver les relevés princeps pour les Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélique uniflore (9130-5). Également, certains relevés d'auteurs ne mettent en évidence qu'une seule espèce caractéristique du syntaxon, d'où l'utilisation parfois des espèces différentielles. C'est pourquoi l'on peut penser que cette proximité des structures et des fonctions mise en évidence contribue à alimenter ces débats en cours.

Ceci met également en exergue que des habitats élémentaires au sein d'un habitat générique sont similaires.

Réflexions sur la méthode

Le problème sémantique lié à l'utilisation du mot « typique » est une difficulté majeure dans cette étude. Le terme « espèce typique » n'est pas défini dans la DHFF et il ne correspond à aucune notion scientifique. Il est impossible de lui trouver une définition claire et arrêtée. C'est pour cela qu'il existe encore tant de débats à ce sujet et qu'il est impossible de trouver une méthodologie faisant l'unanimité pour répondre à la DHFF.

Les termes « structure » et « fonctions » sont également sujets à débat. Quelles sont leurs définitions exactes ? Malheureusement il n'existe également pas de définitions faisant consensus dans la communauté scientifique. Ici, la structure a été envisagée comme la composition en espèces végétales vasculaires, pondérée par l'abondance dominante de celles-ci, ceci étagé en strate. Nous avons donc envisagé la structure selon une composante horizontale et verticale ; nous lui avons donnée une composante spatiale. Et le fonctionnement a été envisagé comme l'ensemble des interactions entre espèces, et l'ensemble des fonctions écologiques des individus de chaque espèce dans l'ensemble de leur cycle biologique.

Bien d'autres points de vue existent sur ces trois termes : « espèce typique », « structure », et « fonctionnement », et nous ne prétendons pas donner une réponse quant à leurs définitions, mais il était important pour pouvoir poursuivre cette étude de se baser sur des définitions que nous adopterions jusqu'au bout.

Notre objectif était d'étudier la structure et le fonctionnement des quatre habitats élémentaires choisis, et de relier les deux afin d'en comprendre les mécanismes et processus dynamiques et de pouvoir mettre en évidence les « espèces typiques » de ces habitats élémentaires nous permettant de diagnostiquer leur état de conservation.

La phase d'analyse des données et d'ajustement des modèles ne permet pas uniquement de sélectionner les espèces les plus fréquentes, sur la base de leur abondance relative. Elle permet également grâce à l'étude du modèle ajusté, et par comparaison avec les autres modèles ainsi qu'avec les indices de diversité calculés, d'étudier la structure de l'habitat et de commencer une première approche de son fonctionnement, d'obtenir les premiers liens entre structure et fonctions. Puis, grâce à l'étude des traits d'histoire de vie des espèces sélectionnées, nous avons essayé de mettre en place une liste d'espèces qui, grâce à leurs caractéristiques intrinsèques et les interactions qu'elles entretiennent avec les autres espèces - que ce soit à

l'intérieur d'un réseau trophique, ou dans le cadre d'un mutualisme, *etc.* - maximisera par sa présence la potentialité de la richesse spécifique pour tous les groupes taxonomiques associés à l'habitat et les capacités de résilience de l'habitat. Les deux phases sont complémentaires. Une simplification est rapide en disant que les modèles de distribution d'abondance permettent l'étude de la structure des habitats, et l'étude des traits d'histoire de vie des espèces celle du fonctionnement, mais les informations relatives aux communautés extraites de ces deux méthodes sont complémentaires, elles se rejoignent et se recoupent.

Cette méthode utilise des données uniquement de la flore vasculaire comme base de réflexion. La focalisation sur ce groupe taxonomique est assez intuitive lorsque l'on s'intéresse aux écosystèmes forestiers, mais dans notre cas, ce choix a été induit par le nombre important d'informations disponibles dans la base de données EcoPlant et par les préconisations de Carnino (2009). L'étude de l'écologie des espèces nous a permis de prendre en compte d'autres groupes taxonomiques, mais par une voie indirecte, il existe donc un biais. Néanmoins, certains autres groupes fonctionnels sont pris en compte dans la méthodologie d'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers au niveau du site (Carnino, 2009), dans d'autres parties du protocole. Par exemple, on s'intéresse à la présence de microhabitats essentiels à la faune dépendant de cet habitat comme le bois mort l'est pour les insectes saproxyliques (Carnino et Touroult, 2010). Certains critères s'intéressent également de manière indirecte à d'autres groupes, par exemple le bon état de la mésofaune du sol peut être approché dans le paragraphe concernant le tassement des sols.

Cette méthode permet également d'améliorer l'utilisation des seules données que nous possédons sur la partie biotique d'un habitat : sa composition en espèces, avec éventuellement une estimation de l'abondance de chaque espèce. Cette étude est une idée (parmi d'autres) pour valoriser les bases de données existantes.

Cette méthode d'élaboration de listes d'« espèces typiques » regroupe plusieurs disciplines ainsi que différents types d'informations. Avoir une réflexion globale sur le fonctionnement d'un écosystème n'est pas nouveau ; par contre, essayer de prendre en compte toutes les données en même temps, qu'elles soient de type statistiques, botaniques, phytosociologiques ou écologiques, et concernant le maximum de groupes taxonomiques est une approche assez novatrice. La multiplicité des disciplines et des points de vue améliore les conclusions par la diversité des approches. On peut parler d'écologie intégrative.

Nous avons essayé de préciser tous les points d'avancement de cette méthode en y ajoutant le plus d'objectivité possible ; cependant il est impossible d'ôter toute part de subjectivité dans ce travail, d'autant plus ici car il est demandé de définir le « bon » état de conservation, ce qui amène un jugement de valeur dans une méthode scientifique qui ne devrait pas laisser la place aux opinions personnelles. L'objectivité complète étant impossible, il est important de justifier chaque choix qui est fait pour faire partager le plus d'informations et pour permettre de discuter ces choix.

L'avantage indéniable de cette méthode par rapport à l'unique méthode utilisée jusqu'à maintenant en France : le « dire d'experts », est de pouvoir être reproduite (selon la disponibilité des données) mais surtout expliquée, défendue, et améliorée.

Cependant des problèmes sont à souligner. Le premier est notre manque de connaissance de l'autécologie de certaines espèces. Cela a pu être un problème au sein même de cette méthode, car certaines espèces ne font pas partie de la liste d'« espèces typiques » simplement par manque d'informations : par exemple,

nous avons certaines lacunes en ce qui concerne les traits d'histoire de vie de *Cardamine heptaphylla* (en tout cas pour certains auteurs), lors de la mise en place de cette méthode elle n'est donc pas apparue comme « typique » des Sapinières-hêtraies à Dentaire pennée (9130-12), ce qui peut paraître étonnant. Nous avons fait face au même problème en ce qui concerne certains groupes taxonomiques qui ont été exclus des listes par manque de connaissance, tels que les ptéridophytes.

Il est également important de penser à la prise en compte du contexte local, notamment pour les sites en limite de domaine biogéographique, car dans ces contextes l'absence de certaines espèces ne sera pas symptomatique d'un état de conservation dégradé.

Une question qui s'est posée est l'ajout de l'adéquation entre les paramètres écologiques du site avec l'autécologie de l'espèce comme condition d'utilisation de cette espèce comme « typique ». Cela pourrait paraître logique à première vue, mais cela enlève le caractère intégrateur d'un ensemble d'« espèces typiques ». Un autre problème lié à cette condition serait la fiabilité des informations sur l'autécologie de l'espèce, et le problème des habitats en limite d'aire de répartition naturelle dont l'absence des « espèces typiques » doit être signalée. Cette condition est donc à exclure. Néanmoins, une marge de manœuvre est à prévoir pour ces cas, ou tout du moins à envisager.

Limites de la réflexion

Nous tenions à préciser qu'au début du projet, notre volonté était de faire établir par des experts des listes d'« espèces typiques » par habitats élémentaires à partir de la définition élaborée, pour pouvoir ensuite comparer les listes établies avec notre méthode et les listes établies « à dire d'experts » ; ainsi que comparer leurs impacts lors de l'intégration de ces différentes listes dans le protocole d'évaluation de l'état de conservation des habitats au niveau du site. Les démarches ont été faites, mais nous nous sommes heurtés à la difficulté de la réalisation d'un tel travail par des experts, notamment à cause du problème sémantique posé par le mot « typique », mais aussi à cause de la difficulté de la prise en compte de tous les paramètres souhaités lors de la réflexion sans base de travail concrète.

C'est pourquoi nous ne pouvons comparer le travail réalisé avec le travail qu'aurait fait un expert. L'objectif de cette comparaison était d'évaluer le réel apport de cette méthode quant à la potentielle amélioration de la qualité des listes émises vis-à-vis du « dire d'experts », car cette méthodologie est très coûteuse en temps.

Dans cette optique d'estimation de l'apport de cette méthode par rapport au temps qu'elle demande pour être mise en place, il est important de remarquer que dans la grille d'analyse des données élaborée pour évaluer l'état de conservation des habitats forestiers à l'échelle d'un site (Annexe 10), le critère « espèces typiques » peut au maximum faire baisser la note de 10 points sur une note de 100. Le critère « espèces typiques » vaut donc 10 % de la note. Il est intéressant de se demander s'il est bien judicieux d'utiliser tous ses moyens (temps, personnel, finances) pour appliquer cette méthode pour ne participer qu'à 10 % de l'évaluation. On peut également se poser la question dans l'autre sens : si le critère « espèces typiques » est pertinent et au vu des moyens utilisés, ne serait-il pas intéressant d'augmenter la part de la note accordée à ce critère ? De plus, nous pouvons remarquer que la présence en moyenne par placette des « espèces typiques » est la plus faible dans les habitats où l'évaluation de l'état de conservation est la meilleure, cela concerne les Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (9130-6) en forêt communale de Château-Chalon (39) et

les Sapinières-hêtraies à Dentaire pennée (9130-12) en forêt communale de Larrivoire (39). Ceci peut évidemment signifier que les listes ont une validité limitée, mais on peut l'interpréter comme un signe que le critère « espèces typiques », s'il est un indicateur de l'état de conservation fiable, doit avoir une place plus importante dans l'évaluation de l'état de conservation, car il aurait pu faire une différence ici.

Nous n'avons également pas pu prendre en compte le stade sylvigénétique dans notre réflexion, car nous ne possédons pas cette information dans les relevés provenant d'Ecoplant. Plusieurs questions peuvent être posées : les « espèces typiques » sont-elles présentes tout au long du cycle sylvigénétique ? Ou sont-elles seulement présentes à certains stades ? Nous n'avons pas pu répondre à ces questions au cours de notre étude.

Ici, notre travail se base sur le principe que l'étude détaillée des parties (la composition en espèces et les traits d'histoire de vie de celles-ci) constituant un tout (l'habitat) nous renseigne sur celui-ci (sa structure et son fonctionnement). Cependant, ce principe se heurte à celui de l'émergence.

D'après Lenay (1994), le comportement de chaque agent peut fort bien être exactement déterminé par son état interne et les perturbations qu'il reçoit de son environnement. Mais, si l'on admet que les comportements des agents modifient cet environnement d'une façon qui est pertinente pour ces agents, c'est-à-dire qui modifie les perturbations qu'ils recevront ultérieurement, on peut dire que ce sont les agents qui sont, au moins en partie, à l'origine de leurs propres modifications. Les agents réagissent et ne font que répondre de façon déterminée à leur environnement, en produisant des actions qui le modifient. Cependant, par leurs interactions à travers cet environnement, ils peuvent donner lieu à une dynamique collective complexe possédant des états stables pour lesquels les comportements déterminent un environnement qui a justement pour effet de produire ces comportements. Ce sont ces états collectifs que l'on appelle organisation, structure, ou fonctionnalité, émergentes. Cette théorie pose la question de savoir si des facteurs explicatifs simples, ne définissant que des règles d'interaction locale, sont suffisants pour rendre compte de phénomènes collectifs observés ou espérés. Il est certain que faute de mieux, nous ne pouvons aborder le tout (l'habitat), qu'en étudiant les parties (biotiques : les espèces) qui le composent. Néanmoins, il est utile de prendre du recul sur ce travail en envisageant que l'étude des parties ne donne pas forcément toutes les informations sur l'ensemble.

Un des postulats de notre étude était d'utiliser comme base de travail les espèces les plus abondantes dans les relevés par habitat. Car nous nous basons sur l'hypothèse qu'une espèce abondante et fréquente a une place plus importante dans la structure et le fonctionnement d'un écosystème qu'une espèce disséminée et peu fréquente. Ceci rejoint également nos objectifs pratiques, car plus une espèce est fréquente, plus elle est commune, et plus un opérateur Natura 2000 aura de chance de la reconnaître. Nous avons également accordé une place très importante à la strate arborée, qui est inhérente à l'existence des habitats forestiers. Cependant, il est important de remarquer que l'abondance relative n'est pas toujours un indicateur satisfaisant de l'importance d'une espèce dans la structure et le fonctionnement de l'écosystème, car des espèces même très peu abondantes (par exemple un prédateur clé de voûte) peuvent influencer fortement sur les voies des flux de matière et d'énergie (Hooper *et al.*, 2005 ; in Barbault, 2008). Ceci a été un des choix les plus lourds de conséquence dans notre réflexion et dans la mise en place de la méthode.

En outre, la base de données utilisée concerne la flore vasculaire, c'est pourquoi la liste d'« espèces typiques » ne renferme que des plantes vasculaires, ce qui ne correspond que partiellement à ce qui est

demandé dans la DHFF. Néanmoins, la liste ne contenant qu'une dizaine d'espèces, on peut envisager le fait qu'elle soit complétée par d'autres espèces provenant d'autres groupes taxonomiques, mise en place par d'autres méthodes, afin d'obtenir une liste complète d'« espèces typiques » pour participer au mieux à l'évaluation de l'état de conservation de la structure et des fonctions de l'habitat.

L'utilisation de la base de données EcoPlant comme base de travail soulève certaines questions dans cette étude et pour plusieurs raisons. Tout d'abord, la méthode de classification des relevés par habitat n'est pas mentionnée. Ensuite, nous n'avons aucune information quant à l'état de conservation des habitats dans lesquels ont été faits ces relevés. Ils rendent compte de l'état moyen de conservation au niveau français. Il serait intéressant de pouvoir appliquer cette méthode sur de nouveaux relevés réalisés dans des habitats en bon état de conservation et dans des habitats étant dans un état de conservation dégradé, et de pouvoir comparer les deux.

La phase de terrain nous a également permis de mettre en exergue une autre limite de notre étude. Le Buis (*Buxus sempervirens*) était une espèce potentiellement intéressante en tant qu'« espèce typique » pour les Hêtraies à Tilleul d'ubac sur sols carbonatés (9130-8) avec cette méthode. Elle possède en effet des caractéristiques intrinsèques qui en faisaient de ce point de vue une bonne candidate, et est également considérée comme espèce diagnostique.

Cependant, on a pu remarquer que cette espèce posait d'importants problèmes dans la forêt communale de Larrivoire (39), et dans de nombreux endroits du Jura et des régions limitrophes telles que le Bugey et en Côte d'or. En effet, autrefois son bois était très utilisé entre autre en tournerie pour ces qualités physiques et mécaniques, cette espèce était donc très recherchée et exploitée. De nos jours, ce bois ne trouve plus de débouchés, et cette essence devient dominante dans la strate arbustive. En effet, elle colonise le sous-bois et aucune autre espèce ne peut s'installer dessous car elle laisse très peu filtrer la lumière. Il y a donc une très forte perte de diversité par la perte totale de toutes les espèces d'une strate (strate herbacée) et par la dominance d'une autre (strate arbustive). Aucune solution sylvicole ne saurait pour le moment enrayer ce développement (à part bien évidemment soutenir la même exploitation qu'auparavant). Quant elle forme des faciès, elle peut dans ce cas être considérée comme une espèce envahissante. De plus, des suspicions d'introduction pèsent sur cette espèce (Vernier, 1997).

Nous supposons que c'est une espèce anthropochore, elle a été favorisée dans les régions à dominante judéo-chrétienne pour son utilisation dans les rites religieux, et également pour les symboles d'immortalité et de résurrection qu'elle véhicule. Cette espèce fait l'objet de doute quant à son introduction, ne fait pas partie du cortège floristique des forêts anciennes et a une tendance à la dominance pour former des faciès, elle peut donc être définie comme espèce envahissante, voire invasive si elle est considérée comme introduite (Thévenot, en cours de publication), c'est pourquoi elle ne peut être retenue comme « espèce typique », car sa présence modifie l'habitat et sa dynamique. Cependant, il est compréhensible qu'elle soit considérée comme une espèce diagnostique à cause de sa forte fréquence dans cet habitat.

Ceci est un bon exemple des limites de la réflexion sur la typicité des habitats forestiers. Car en effet, malgré les soupçons sur son introduction, ce problème n'aurait pu être soulevé si cette espèce continuait à être exploitée avec la même intensité, ce qui prouve l'impact considérable de l'action humaine sur la dynamique des habitats forestiers, et notre incapacité à nous extraire de l'impact anthropique dans l'étude de la structure et du fonctionnement de ce type d'écosystème géré depuis longtemps.

Ceci met donc également en évidence un manque flagrant de connaissances et de références sur lesquelles appuyées nos réflexions. Nous ne pouvons prétendre connaître l'état de conservation initial de chaque habitat. Il est également important de remarquer que les habitats forestiers ont été marqués par des phases successives de colonisation, déforestation et reforestation. Ces habitats sont influencés depuis longtemps par les activités humaines, en cela on peut même les considérer comme des habitats secondaires. Dans cette optique, il est illusoire de vouloir retourner vers un état de conservation que nous pourrions considérer comme référent. C'est pourquoi nous essayons de maintenir ou de restaurer un état où la richesse spécifique dans tous les groupes taxonomiques serait élevée et où les capacités de résilience seraient élevées, un état où nous maximisons les chances que la structure et le fonctionnement de l'écosystème soient bons, et où le réseau d'interactions serait pérennisé.

Seulement, nous avons accès à très peu d'informations concernant les écosystèmes, notre seule donnée est en général la richesse spécifique et l'abondance relative de chaque espèce, souvent uniquement disponible pour les espèces végétales. Nous nous basons sur l'idée simplificatrice d'une corrélation générale entre diversité et stabilité, qui a son origine dans une observation tout à fait confirmée : les écosystèmes exagérément simplifiés par la main de l'homme, constitués de peu d'espèces et comprenant peu de mécanismes de contrôle, subissent des fluctuations quantitatives importantes alors que les écosystèmes très diversifiés se montrent, à la même échelle de temps, beaucoup plus stables en biomasse et en flux (Frontier et Pichod-Viale, 1991). Cette théorie de la stabilité des écosystèmes complexes étant admise, il serait dangereux cependant de tomber dans un « organicisme » exagéré en assimilant l'écosystème à un « grand organisme » dans lequel chaque interaction jouerait un rôle indispensable, comme dans un organisme ou une cellule vivante. En effet, les interactions qui ont subsisté sont les interactions viables et non uniquement les interactions nécessaires. Il existe dans la nature une diversité qui est bien supérieure à la diversité nécessaire. Margalef (Frontier et Pichod-Viale, 1991) appelle ça le « baroque dans la nature », un foisonnement d'espèces et de processus qui n'ont de commun que de pouvoir coexister, mais non indispensable à la fonction globale.

Frontier et Pichod-Viale (1991) écrivent que la « diversité perçue » par un élément d'un écosystème se situe très en dessous de la « diversité totale », c'est-à-dire de la diversité perçue par un observateur extérieur. Cela même traduit le petit nombre d'interactions réellement existantes, par comparaison au nombre de couples possibles d'éléments : en effet, le nombre d'éléments « perçus » peut être défini par le nombre de types distincts de réactions – tant dans la réalité du système que dans sa modélisation. L'objectif de cette méthode est de trouver les espèces qui grâce à leur présence ou absence au sein d'un habitat, permettent d'évaluer le nombre de types d'interactions que l'on peut trouver au sein de cet habitat, en maximisant le nombre de types lorsque le nombre d'« espèces typiques » présentes sur le site augmente.

En résumé, comme en l'état actuel des méthodes scientifiques et des connaissances il est impossible de connaître le fonctionnement et la structure d'un écosystème, nous essayons de préserver ce que l'on considère comme le meilleur potentiel pour pérenniser le fonctionnement et la structure de cet écosystème. On applique le principe de précaution.

7. Conclusion

Nous avons présenté dans le cadre de ce travail une 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, que nous avons appliqué à quatre habitats élémentaires des Hêtraies de l'*Asperulo-Fagetum* (9130) afin d'illustrer et de confronter cette méthode à la réalité du terrain. Il est apparu important de participer à la réflexion engagée au niveau national et européen concernant cette notion d'« espèces typiques », la France avait répondu « à dire d'experts » lors de la première évaluation en 2007. Cette approche concerne également les obligations nationales d'évaluation de l'état de conservation des habitats au niveau des sites.

Dans les textes de la DHFF et les documents officiels de la Commission européenne - DocHab 04-03-03-rev3 (2005) et le Explanatory notes and Guidelines (2006) -, le terme « espèce typique » n'est pas expliqué et aucune définition n'est donnée ; de plus, il ne correspond à aucune notion scientifique. Dans les recommandations et les critères de choix des listes d'« espèces typiques » (Bensettiti *et al.*, 2006), il est apparu que la seule exigence est que ces espèces doivent être les plus appropriées pour diagnostiquer l'état de conservation de la structure et des fonctions de l'habitat, ceci a donc été le critère le plus important retenu. Il reste important de noter que la mise en place d'une définition claire et arrêtée de ce terme, même si cela paraît illusoire aujourd'hui, permettrait l'harmonisation des points de vue entre les différents États membres, et de trouver un consensus national et européen sur la méthode d'élaboration des listes d'« espèces typiques », et à terme sur les listes elles-mêmes.

La méthode proposée ici est constituée de deux étapes. Une étape d'analyse des données et d'ajustement des modèles de distribution d'abondance des espèces par habitat élémentaire, suivie de l'étude des traits d'histoire de vie des espèces retenues. Les informations relatives aux espèces et aux communautés extraites de ces deux phases complémentaires nous ont permis d'essayer de comprendre et de relier le fonctionnement et la structure des habitats étudiés. Cette approche a permis ensuite de sélectionner un « pool » d'espèces constituant la liste d'« espèces typiques » qui participe au diagnostic de l'état de conservation de l'habitat. La méthode est basée sur un ensemble de données sur la flore vasculaire, mais de nombreux groupes taxonomiques ont été pris en compte lors de la réflexion. L'élaboration de listes d'« espèces typiques » a nécessité le concours de plusieurs disciplines au regard des différents types d'informations recueillies, ce qui constitue une approche assez novatrice.

Cette méthode permet également une valorisation des bases de données existantes dans le cadre de l'évaluation de l'état de conservation des habitats.

Les fiches réalisées au cours de ce travail concernant les « espèces typiques » pour chaque habitat élémentaire seront plus informatives et apporteront une aide aux gestionnaires dans le cadre de la préservation et la restauration de ces habitats dans le contexte local où leur pertinence est la plus avérée, mais elles alimenteront également la liste des « espèces typiques » dans le cadre de la remise du rapport de l'article 17 de la DHFF.

Nous nous sommes heurtés à un manque de connaissances et de références sur lesquelles appuyer nos réflexions. En effet, nous ne pouvons prétendre connaître l'état de conservation référent, notamment en ce qui concerne les habitats forestiers influencés depuis longtemps par des activités humaines pouvant eux-mêmes être considérés comme des habitats secondaires. C'est pourquoi nous essayons de maintenir ou de restaurer un état où la richesse spécifique dans tous les groupes taxonomiques serait élevée et où les capacités de résilience seraient élevées, un état où nous maximisons les chances que la structure et le fonctionnement de l'écosystème soient bons, et où le réseau d'interactions serait pérennisé.

Initialement prévue, il nous a été impossible de comparer les résultats et notamment l'efficacité en temps de cette méthode vis-à-vis du « dire d'experts ». L'application de cette méthode est longue et nous ne pouvons estimer si la potentielle amélioration de la qualité des résultats émis grâce à elle compense l'augmentation de la durée de travail. Néanmoins, l'avantage indéniable de cette méthode par rapport au « dire d'experts » est de pouvoir être reproduite (selon la disponibilité des données) mais surtout expliquée, argumentée, et améliorée. Elle peut constituer une base de travail, un premier exemple de méthodologie pouvant aboutir à des listes d'« espèces typiques » par habitat élémentaire. C'est un point de départ.

Cette méthode pourra être améliorée grâce à l'harmonisation des définitions des termes utilisées, mais également grâce à l'amélioration des méthodes scientifiques. De plus, diverses avancées des connaissances, notamment la mise en place de table entre l'estimation de l'abondance dominance des espèces végétales et l'estimation de la biomasse, permettra d'approcher de plus près la notion d'individu et d'améliorer la qualité des diagrammes rang-fréquence et l'ajustement des modèles. La compréhension de la structure et du fonctionnement de l'écosystème au travers de la donnée de biomasse permet l'utilisation de données de production et de productivité, ce qui améliorera les résultats. Ceci est surtout à envisager pour d'autres grands types d'habitats, tels que les habitats agropastoraux. L'amélioration et l'approfondissement des connaissances sur les traits d'histoire de vie des espèces végétales, et des autres groupes taxonomiques, mais également des études approfondies des interactions entre espèces perfectionneraient la méthode, et la rendraient plus fiable. Enfin, l'amélioration de nos connaissances concernant la structure et les fonctions des habitats serait un grand pas en avant et pourrait aboutir à une meilleure connaissance de l'état référent de conservation.

Enfin, après l'élaboration de listes d'« espèces typiques », il sera très important de réfléchir aux seuils à mettre en place lors de l'évaluation, car une liste sans seuil n'est pas utilisable. Dans les forêts communales prospectées lors de la phase de terrain, on a observé dans les placettes la présence en moyenne de 43 % à 63 % des espèces établies comme « typiques » par habitats étudiés. Les plantations n'ont pas été prospectées, ce qui peut expliquer que nos observations dépassent le seuil favorable dans la méthode d'évaluation de l'état de conservation (40 %) (*cf.* Annexe 10). À l'échelle du site, la probabilité de présence des espèces semble assez forte si on se base sur nos observations, donc un seuil assez élevé semble pouvoir convenir ; de plus les « espèces typiques » sont directement citées dans la DHFF, et elles paraissent être un bon marqueur de l'état de conservation.

Cependant, la notion de redondance fonctionnelle peut justifier l'utilisation d'un seuil peu élevé, ce qui signifie que l'on peut observer peu d'« espèces typiques » et considérer que l'état de conservation au vu de ce critère est bon. Il peut également être justifié par les variations démographiques naturelles des espèces.

On peut également envisager que selon le site, les conditions écologiques soient différentes, et donc les espèces dominantes soient différentes. Enfin, on peut remarquer que la présence en moyenne par placette des « espèces typiques » est la plus faible (mais dépasse toujours le seuil) dans les habitats où l'évaluation de l'état de conservation est la meilleure, cela concerne les Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (9130-6) en forêt communale de Château-Chalon (39) et les Sapinières-hêtraies à Dentaire pennée (9130-12) en forêt communale de Larrivoire (39). Si le seuil était plus bas, ici le critère « espèces typiques » aurait influé sur l'état de conservation. Tous ces éléments vont dans le sens de la mise en place d'un seuil peu élevé.

Carnino (2009), faute de mieux, s'est basée sur une publication portant sur la flore témoignant des forêts anciennes (Dupouey *et al.*, 2002) pour mettre en place le seuil pour le critère « espèces typiques », ce qui n'est pas suffisant pour pouvoir faire ce choix. Comme précisé précédemment, nous ne connaissons pas le bon état de conservation référent. C'est pourquoi il semble difficile de pouvoir trouver dans la littérature assez d'informations pour déterminer cette valeur. C'est pourquoi nous devons certainement nous tourner vers des informations recueillies de manière empirique (combien d'espèces sont présentes dans des habitats en bon état de conservation, et combien sont présentes dans des habitats en mauvais état de conservation) pour élaborer ce seuil.

Il reste donc encore difficile d'établir la valeur permettant de savoir que la présence des espèces que nous avons établies comme « typiques » diagnostique un bon état de conservation ; mais cela doit être une priorité car les listes émises resteront inutilisables sans seuils.

Un des objectifs de l'écologie de la conservation serait de pouvoir trouver des espèces qui par leur simple présence ou absence pourrait attester du bon état de conservation, des espèces bioindicatrices de l'état de conservation. Mais il est illusoire de penser que cela soit un jour possible ; en tout cas en l'état actuel des connaissances.

Enfin, remarquons que cette étude répond à des demandes politiques dans un contexte très actuel. L'état de conservation est un concept humain ; et le bon état de conservation correspond à un consensus écologique, économique et social, selon des préoccupations d'aujourd'hui. À l'avenir, ce contexte est amené à changer, ce qui modifiera nos attentes et nos objectifs, et fera évoluer avec lui cette méthode.

- Bibliographie -

AMANIEU (M.), GONZALES (P.-L.), GUELORGET (O.), 1981 - Critères de choix d'un modèle de distribution d'abondance - *Acta Oecologica-International Journal of Ecology*, vol. 2, n°3, pp. 265-286

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>

BARBAULT (R.), 2008 - *Ecologie générale, structure et fonctionnement de la biosphère* - Paris : Dunod - 390 p. (Sciences Sup)

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. Tome 1 - Habitats forestiers*. MATE/MAP/MNHN. La Documentation française, Paris, 2 volumes : 339 p. et 423 p. + cédérom.

BENSETTITI (F.), COMBROUX (I.), DASZKIEWICZ (P.), 2006 - Évaluation de l'état de conservation des habitats et espèces d'intérêt communautaire 2006-2007 - Guide méthodologique. Paris, MNHN-DEGB-SPN. Document 2, version 4, 149 p.

CARNINO (N.), 2008 - État de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire - Méthode d'évaluation à l'échelle du site Natura 2000 - Rapport de stage, Office national des forêts / Muséum national d'histoire naturelle : 35 p. + annexes.

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: 49 p. + annexes.

CARNINO (N.), 2009 - État de conservation des habitats d'intérêt communautaire à l'échelle du site - Guide d'application de la méthode d'évaluation des habitats forestiers - Muséum national d'histoire naturelle / Office national des forêts, 23 p. + annexes.

CARNINO (N.) et 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*, submit. 2010.

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 publiée au JO UE du 20.12.2006.

CHYTRY (M.), TICHY (L.), HOLT (J.), BOTTA-DUKAT (Z.), 2002 - Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures - *Journal of Vegetation Science*, vol.13, pp. 79-90.

DEVILLERS (P.), DEVILLERS-TERSCHUREN (J.), LEDANT (J.-P.) et coll., 1991. *CORINE biotopes manual. Habitats of the European Community. Data specifications - Part 2*. EUR 12587/3 EN. European Commission, Luxembourg, 300 p.

DUPOUEY (J.-L.), SCIAMA (D.), KOERNER (W.), DAMBRINE (E.), RAMEAU (J.-C.), 2002 - La végétation des forêts anciennes - *Revue Forestière Française*, LIV, pp. 521-231

EUROPEAN TOPIC CENTRE ON BIOLOGICAL DIVERSITY (ETC/BD) - *Article 17 report* - Consultation avril à juillet 2010 - <http://biodiversity.eionet.europa.eu/article17>

EUROPEAN COMMISSION, 2005 - *Note to the Habitats committee. Assessment, monitoring and reporting of conservation status – Preparing the 2001-2007 report under Article 17 of the Habitats Directive (DocHab-04-03/03 rev.3)*. Brussels, European Commission, DG Environment, 10 p. + annexes.

EUROPEAN COMMISSION, 2006 - *Assessment, monitoring and reporting under Article 17 of the Habitats Directive : Explanatory Notes & Guidelines* - 64 p.

http://circa.europa.eu/Public/irc/env/monnat/library?l=/habitats_reporting/reporting_2001-2007/guidlines_reporting&vm=detailed&sb=Title

EUROPEAN COMMISSION, 2007 - *Interpretation manual of European Union habitats*. EUR 27. European Commission, DG Environment, 142 p.

EUROPEAN COMMISSION, 2009 - *Composite Report on the Conservation Status of Habitat Types and Species as required under Article 17 of the Habitats Directive* - Report from the Commission to the Council and the European Parliament. Brussels

FRONTIER (S.) et PICHOD-VIALE (D.), 1991 - *Ecosystèmes : structure, fonctionnement, évolution* - Paris : Masson - 392 p.

GACHET (S.), VELA (E.), TATONI (T.), 2005 - BASECO : a floristic and ecological database of Mediterranean French Flora - *Biodiv. Cons.* - vol. 14, pp. 1023-1034

GEGOUT (J.-C.), COUDUN (C.), JABIOL (B.), BAILLY (G.), 2005 - EcoPlant : A forest site database linking floristic data with soil and climate variables - *J. Veg. Sci.* - pp. 257-260

GEGOUT (J.-C.), RAMEAU (J.-C.), RENAUX (B.), JABIOL (B.), BAR (M.), 2007 - *Les habitats forestiers de la France tempérée ; typologie et caractérisation phytoécologique* - Nancy : AgroParisTech-ENGREF - 716 p.

GEGOUT (J.-C.) et COUDUN (C.), 2010 -The right relevé in the right vegetation unit : a new typicity index to reproduce expert judgement with an automatic classification program - *Journal of Vegetation Science*, submit. 2010

GEHU (J.-M.), 2006 - *Dictionnaire de sociologie et synécologie végétales* - Amicale francophone de phytosociologie. Fédération internationale de phytosociologie. Inter-Phyto. J. Cramer, Berlin- Stuttgart 899 p.

GRALL (J.) et HILY (C.), 2003 - Traitement des données stationnelles (faune) - *Fiche technique n°10*, REBENT, 7 p.

GUINOCHET (M.), 1973 - *Phytosociologie* - Paris : Masson - 227 p. (Ecologie n°1)

HARLEY (J. L.) et HARLEY (E. L.), 1987 - A check-list of mycorrhiza in the british flora - *New Phytologist* - vol. 105, pp. 1-102.

JULVE (P.), 2007 - Baseflor : Index botanique, écologique et chorologique de la flore de France - <http://perso.wanadoo.fr/philippe.julve/catminat.html>

KLEYER (M.), BEKKER (R.M.), KNEVEL (I.C.), BAKKER (J.P.), THOMPSON (K.), SONNENSCHNEIN (M.), POSCHLOD (P.), VAN GROENENDAEL (J.M.), KLIMES (L.), KLIMESOVÁ (J.), KLOTZ (S.), RUSCH (G.M.), HERMY (M.), ADRIAENS (D.), BOEDELTE (G.), BOSSUYT (B.), DANNEMANN (A.), ENDELS (P.), GÖTZENBERGER (L.), HODGSON (J.G.), JACKEL (A.K.), KÜHN (I.), KUNZMANN (D.), OZINGA (W.A.), RÖMERMANN (C.), STADLER (M.), SCHLEGELMILCH (J.), STEENDAM (H.J.), TACKENBERG (O.), WILMANN (B.), CORNELISSEN (J.H.C.), ERIKSSON (O.), GARNIER (E.), PECO (B.), 2008 - The LEDA Traitbase : A database of life-history traits of Northwest European flora - *Journal of Ecology* - vol. 96, pp. 1266-1274

LE JEAN (Y.), AUGE (V.), BAILLY (G.), 2002 - *Guide régional des habitats forestiers et associés à la forêt* - Société Forestière de Franche-Comté - 140 p.

LENAY (C.), 1994 - Organisation émergente dans les populations : biologie, éthologie, systèmes artificiels - *Intellectica* 1994/2, 19, pp. 9-17

MARCHAL (J.), 2009 - Amélioration et analyse d'une base de données sur les traits biologiques des espèces végétales forestières - Rapport de stage non publié - Nancy : Master FAGE, Université Henri Poincaré Nancy I - 28 p.

MOOR (M.), 1952 - *Die Fagion-Gesellschaften (Buchen-, Tannen-Buchen- und Ahornwälder) im Schweizer Jura* - Bern : H. Huber, 201 p.

MOOR (M.), 1968 - Der Linden-Buchenwald - *Vegetatio*, Den Haag., vol. 16

MUSÉUM NATIONAL D'HISTOIRE NATURELLE [Ed]. 2003-2010. *Inventaire national du Patrimoine naturel (INPN)*, site Web : <http://inpn.mnhn.fr>. Protection_especes version 2.1 (29 août 2008). Document téléchargé le 10 juin 2010.

PIELOU (E. C.), 1975 - *Ecological diversity* - New York , London, Sydney : J. Wiley and Sons - 165 p.

POULIN (R.), LUQUE (J.L.), GUILHAUMON (F.), MOUILLOT (D.), 2008 - Species abundance distributions and numerical dominance in gastrointestinal helminth communities of fish hosts - *Journal of Helminthology*, n°82, pp. 193-202

RAMBAUD (M.), 2005 - Espèces typiques et Directive "Habitats" - Définition et utilisation du concept dans le cadre de l'évaluation de l'état de conservation des habitats naturels - Paris : MNHN, 45 p.

RAMEAU (J.-C.), 1994 - *Typologie et potentialité des milieux naturels de la vallée de la Lône en vue d'une gestion intégrée des ressources* - Nancy : ENGREF - 400 p.

RAMEAU (J.-C.), MANSION (D.), DUME (G.), 1989 - *Flore forestière française, guide écologique illustré* - Tome 1 Plaines et collines - Nancy : ENGREF, Institut pour le développement forestier - 1785 p.

RAMEAU (J.-C.), MANSION (D.), DUME (G.), 1993 - *Flore forestière française, guide écologique illustré* - Tome 2 Montagnes - Nancy : ENGREF, Institut pour le développement forestier - 2434 p.

ROYER (J.-M.), 2009 - Petit précis de phytosociologie sigmatiste - *Bulletin de la Société Botanique du Centre-ouest*, Numéro spécial pp. 33-86

THEVENOT (J.), en cours de publication - Synthèse et cadrage des définitions relatives aux invasions biologiques : Appui technique pour l'élaboration d'une Stratégie Nationale sur les espèces exotiques envahissantes (invasive), rapport SPN 2009/2010 - Muséum national d'histoire naturelle / Service du patrimoine naturel : 28 p.

VERNIER (F.), 1997 - Le buis (*Buxus sempervirens* L.) en Lorraine, plante vraisemblablement introduite par l'homme - *Bulletin des Académies et Société Lorraines des Sciences*, vol. 36, n°3 - pp. 109-116

WILSON (J. B.), 1991 - Methods for fitting dominance diversity curves - *Journal of Vegetation Science*, vol.2, n°1, pp. 35-46.

- Contacts -

Farid Bensettiti

Dr. Farid Bensettiti

Chef de projet « Évaluation de l'état de conservation »

Service du patrimoine naturel

Muséum national d'histoire naturelle

Maison Buffon, 36 rue Geoffroy St-Hilaire, 75231 Paris Cedex 05 - CP 41

Bensettiti@mnhn.fr

Tel. Bureau : 33(0)1 40 79 48 14

Damien Marage

Dr. Damien Marage

Maître de conférences en Écologie forestière

AgroParisTech-ENGREF

14 rue Girardet, CS 14216, F-54042 Nancy Cedex

Marage.damien@akeonet.com

Tel. Bureau : 33(0)3 83 39 68 81

Jacques Bardat

Dr HDR, bryologue et phytoécologue des écosystèmes forestiers

UMR CNRS 7205 Origine, Suivi et Evolution de la Biodiversité

Muséum national d'histoire naturelle

57 rue Cuvier, 75231 Paris Cedex 05 - CP 39

Bardat@mnhn.fr

Tel. Bureau : 33(0)1 40 79 48 12

Julien Touroult

Directeur adjoint

Service du Patrimoine Naturel

Muséum national d'Histoire naturelle

Maison Buffon, 36 rue Geoffroy St-Hilaire, 75231 Paris Cedex 05 - CP 41

Touroult@mnhn.fr

Tel. Bureau : 33(0)1 40 79 32 57

Gilbert Billet

Agent technique

ONF Jura

Gilbert.billet@onf.fr

Tel. Bureau : 33(0)3 84 85 23 66

Jean-Luc Depraz

Agent technique

ONF Jura

Jean-luc.depraz@onf.fr

Tel. Bureau : 33(0)3 84 42 78 66

Etienne Delannoy

Chef de service départemental

ONF Jura

31, avenue Aristide Briand - BP 424

39006 Lons-Le-Saunier Cedex

Etienne.delannoy@onf.fr

Tel. Bureau : 33(0)3 84 24 93 43

Nicolas Sigaud

Responsable cellule « Aménagement »

ONF Jura

31, avenue Aristide Briand - BP 424

39006 Lons-Le-Saunier Cedex

Nicolas.sigaud@onf.fr

Tel. Bureau : 33(0)3 84 24 94 94

Luc Terraz

Chef du département Connaissances biodiversité - Natura 2000

DREAL Franche-Comté

TEMIS, 17 E rue Alain Savary

BP 1269, 25005 Besançon Cedex

Luc.terraz@developpement-durable.gouv.fr

Tel. Bureau : 33(0)3 81 61 53 96

Jérôme Gagneur

Aménagiste

ONF Jura

Jerome.gagneur@onf.fr

Tel. Bureau : 33(0)3 84 42 79 37

Laurent Paulin

Aménagiste

ONF Jura

Laurent.paulin@onf.fr

Tel. Bureau : 33(0)3 84 25 47 40

- Annexes -

- Annexes -

Annexe 1 – Fiche modèle de distribution d'abondance géométrique ou modèle de Motomura, 1932

Annexe 2 – Fiche modèle de distribution d'abondance lognormal ou modèle de Preston, 1948-1962

Annexe 3 – Fiche modèle de distribution d'abondance de MacArthur (bâton brisé), 1957

Annexe 4 – Fiche modèle de distribution d'abondance de Zipf-Mandelbrot, 1953

Annexe 5 – Carte des habitats élémentaires en forêt communale de Château-Chalon (39)

Annexe 6 – Carte des habitats élémentaires en forêt communale de Larrivoire (39)

Annexe 7 – Classement des relevés dans le synsystème phytosociologique

Annexe 8 – Indices de diversité par habitat, strate, et selon l'origine des données

Annexe 9 – Tableaux avec les traits d'histoire de vie de toutes les espèces sélectionnées comme potentiellement « typiques » par habitats

Annexe 10 – Grille d'analyse de la méthode d'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers à l'échelle du site (Carnino, 2009)

Annexe 11 – Tableaux brutes par habitat des relevés réalisés en mai 2010 en forêt communale de Château-Chalon (39) et en forêt communale de Larrivoire (39)

Annexe 1 - Fiche modèle de distribution d'abondance géométrique ou modèle de Motomura, 1932

Il décrit un alignement rectiligne des points du diagramme quand les abondances d'espèces sont représentées en logarithme et les rangs représentés sans transformation (Frontier et Pichod-Viale, 1991). L'interprétation donnée par l'auteur est fondée sur une hypothétique forme de partage des ressources du biotope entre les espèces en présence. Il admet que :

- chaque espèce s'approprie une même fraction K des ressources auxquelles elle a accès,
- l'abondance de chaque espèce est proportionnelle aux ressources qu'elle s'est appropriée,
- l'accès à la ressource s'ordonne hiérarchiquement dans un ordre de dominance.

En pratique, ce modèle convient à l'analyse des communautés dans lesquelles les relations interspécifiques sont élémentaires, la compétition étant essentiellement limitée au niveau d'une ressource, l'espace physique par exemple. C'est généralement le cas de communauté où l'environnement est très contraignant, ou le cas des communautés pionnières. Ce modèle peut difficilement prétendre analyser une communauté extensive, mais plutôt un sous-ensemble communautaire, dont les espèces ont une certaine similitude de taille et de comportement (Amanieu *et al.*, 1981).

Ce modèle a tendance à surpondérer le degré de dominance des espèces dominantes (Pielou, 1975).

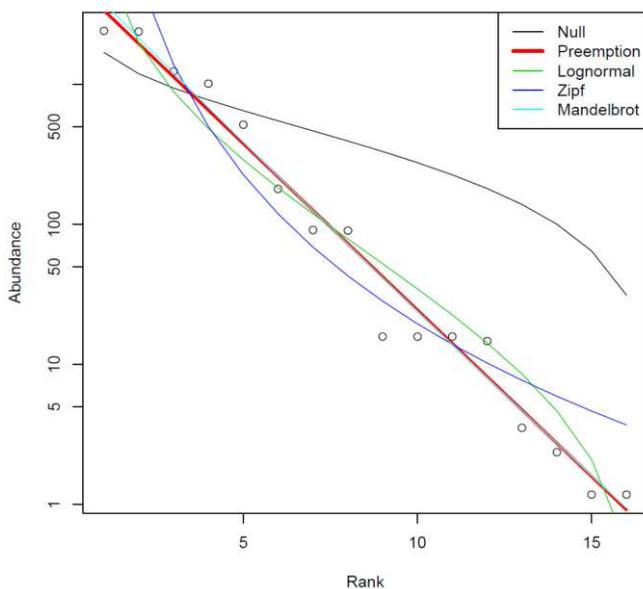


Figure : Graphique d'exemple de modèle géométrique ajusté (rang en abscisse, abondance en ordonnée)

Ajustement des différents modèles de distribution d'abondance sur la distribution d'abondance des espèces de la strate arborée des Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (9130-6) à partir d'un tirage aléatoire d'un certain nombre de relevés issus d'EcoPlant. Le modèle le mieux ajusté est le **modèle géométrique**.

Null – modèle de MacArthur

Preemption – modèle géométrique

Lognormal – modèle lognormal

Zipf – modèle de Zipf

Mandelbrot – modèle de Zipf-Mandelbrot

° - distribution d'abondance des espèces observée

Si A_1 est l'abondance de la première espèce, l'abondance A_i de l'espèce i est

$$A_i = A_1(t)^{i-1}$$

Dans un diagramme où l'abondance est portée en logarithme, le modèle est une droite d'équation $\log(A_i) = \log(A_1) + (i - 1)\log(t)$

Ce modèle possède deux paramètres (A_1 et t), qui peuvent être estimés par régression linéaire (Wilson, 1991). Il existe une autre méthode à partir des fréquences, mais qui ne sera pas développée ici.

Annexe 2 - Fiche modèle de distribution d'abondance lognormal ou modèle de Preston, 1948-1962

Ce modèle convient à la représentation de communautés dans lesquelles la majorité des espèces sont moyennement abondantes, alors qu'il y a peu d'espèces très abondantes ou très rares. « La niche écologique est en quelque sorte contrôlée par celles des autres » (Blondel, 1979 ; in Amanieu *et al.*, 1981). Les conditions écologiques qui seraient à l'origine de ces distributions d'abondance admettent (Daget, 1972 ; in Amanieu *et al.*, 1981):

- que les abondances de toutes les espèces sont soumises à un même ensemble de facteurs,
- que les logarithmes des abondances des espèces peuvent s'exprimer en fonction linéaires de p variables représentant l'ensemble des facteurs auxquels sont soumises les espèces.

Vieira da Silva (1979 ; in Amanieu *et al.*, 1981) remarque que l'addition de plusieurs communautés distribuées de manières très diverses produit toujours une communauté lognormale, qui n'a donc dans ce cas aucune valeur d'explication biologique.

Néanmoins, il apparaît que les propositions de Daget gardent tout leur intérêt lorsque l'on constate, dans une série chronologique d'échantillons de même origine, le passage d'une distribution de type loglinéaire à une distribution de type lognormal, ou inversement, un tel passage traduisant alors un changement écologique significatif dans la structure de la communauté étudiée. Hors de ce cas, il est difficile d'établir des conclusions écologiques claires (Amanieu *et al.*, 1981).

L'interprétation écologique d'une telle distribution ne peut être qu'extrêmement générale. On peut admettre que, dans une communauté naturelle formée d'un grand nombre d'espèces, les facteurs génétiques et écologiques agissant sur les taux de reproduction sont en général multiplicatifs (ils agissent sur les taux de multiplication), ce sont les logarithmes de ces dernières qui sont distribués normalement (Frontier et Pichod-Viale, 1991). Le défaut d'un tel raisonnement est qu'il est valable en principe pour n'importe quelle communauté. Toutes les distributions d'abondance d'espèces devraient donc être lognormales. Ce n'est pas ce qu'on observe, et la distribution de Preston n'est qu'un des cas possibles. Fort intéressant en l'occurrence, car alors les variations des paramètres « moyenne » et « écart-type » de la distribution permettent de caractériser l'écosystème et de le suivre dans ses modifications éventuelles et son évolution (Frontier et Pichod-Viale, 1991).

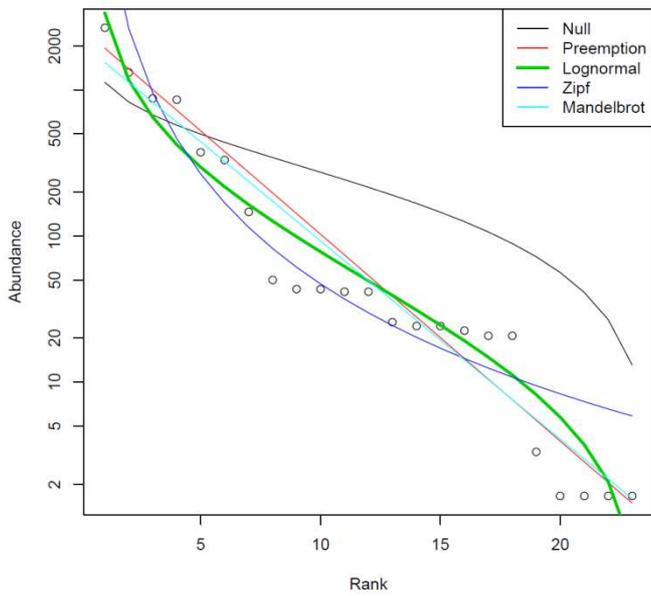


Figure : Graphique d'exemple de modèle lognormal ajusté (rang en abscisse, abondance en ordonnée)

Ajustement des différents modèles de distribution d'abondance sur la distribution d'abondance des espèces de la strate arbustive des Hêtraies à Tilleul d'ubac sur sols carbonatés (9130-8) à partir des relevés réalisés dans le Jura. Le modèle le mieux ajusté est le **modèle lognormal**.

Null – modèle de MacArthur

Preemption – modèle géométrique

Lognormal – modèle lognormal

Zipf – modèle de Zipf

Mandelbrot – modèle de Zipf-Mandelbrot

° - distribution d'abondance des espèces observée

L'abondance A_i de l'espèce i est (Frontier, 1985 ; Wilson, 1991)

$$\log(A_i) = \overline{\log(A)} + \sigma \phi^{-1} \left(\frac{S - i + 0.5}{S} \right)$$

où S est le nombre d'espèce, $\overline{\log(A)}$ est le logarithme de la moyenne des abondances, et ϕ^{-1} est l'inverse de la fonction de répartition d'une distribution normale. Ce modèle possède deux paramètres optimisés, σ qui est l'écart-type et $\overline{\log(A)}$, et un paramètre fixe qui est le nombre d'espèces (Frontier, 1985 ; in Wilson, 1991).

Annexe 3 - Fiche modèle de distribution d'abondance de MacArthur (bâton brisé), 1957

Ce modèle a été introduit en 1957 pour l'explication de la distribution d'abondance d'oiseaux. Il se distingue des autres modèles en admettant un partage de la ressource globale non pas successivement et selon une même règle mais d'un seul coup et au hasard. Le processus sous-jacent est alors comparé à la fragmentation d'un « bâton » de longueur 1 en S segments par (S-1) points de rupture, positionnés au hasard indépendamment les uns des autres. Ce modèle veut rendre compte de certaines distributions d'abondance d'espèces en ne faisant intervenir que le hasard du partage, sans aucun phénomène de compétition active entre espèces (Frontier et Pichod-Viale, 1991).

Ce modèle que l'on peut aussi appeler modèle des niches contiguës non recouvrantes admet trois hypothèses (Amanieu *et al.*, 1981) :

- l'ensemble des espèces de la communauté ou du sous-ensemble communautaire étudié, sature la totalité de l'espace écologique disponible, de telle sorte qu'il n'y ait entre les niches, ni vides, ni recouvrements ;
- la partition de l'espace écologique communautaire entre les S espèces qui l'occupent est strictement aléatoire. Comme le souligne Frontier (1977 ; in Frontier et Pichod-Viale, 1991), cela revient à admettre l'absence de singularité dans l'organisation des individus en espèce ;
- l'abondance de chaque espèce est proportionnelle à la dimension du sous-espace qu'elle occupe dans l'ensemble de l'espace communautaire.

La première condition requise pour la réalisation du modèle sous-entend que la communauté ait atteint un équilibre qui n'est concevable que dans un environnement stable. La deuxième condition admet que le partage est strictement égalitaire, aucune espèce n'étant *a priori* privilégiée. A la suite de Lloyd et Ghelardi (1964 ; in Amanieu *et al.*, 1981), on a généralement admis que les distributions de MacArthur permettaient d'estimer une diversité écologique maximale, à laquelle pouvait être rapportée la diversité observée en vue de calculer une équitabilité ou régularité. Cependant, il arrive que les populations biologiques soient plus diversifiées que ne le prédit le modèle du bâton brisé. On peut alors mettre en doute la solidité des hypothèses du modèle, soit le mécanisme de la partition aléatoire de l'espace, soit la stabilité associée à la contiguïté sans recouvrement des niches (Amanieu *et al.*, 1981).

En pratique, la réalisation de ce modèle demande une nouvelle condition, à savoir que les notions abstraites de niche et d'espace écologique correspondent à une certaine réalité physique permettant d'accorder quelques significations au mécanisme de contiguïté sans recouvrement (Amanieu *et al.*, 1981).

King (1964 ; in Amanieu *et al.*, 1981) a montré que l'on pouvait ajuster des distributions d'abondance à un modèle de MacArthur en prenant en compte non l'ensemble de la communauté mais des sous-ensembles correspondant à divers types d'habitat, notamment des sous-ensembles taxonomiques (notion de guild) occupant des niches comparables.

De fait, il est plus souvent vérifié lorsque des espèces se trouvent réparties sans relations entre elles, par exemple dans les tout premiers stades de la colonisation par des espèces pionnières d'un biotope vierge. Il n'y a pas encore d'« écosystème » (Frontier et Pichod-Viale, 1991).

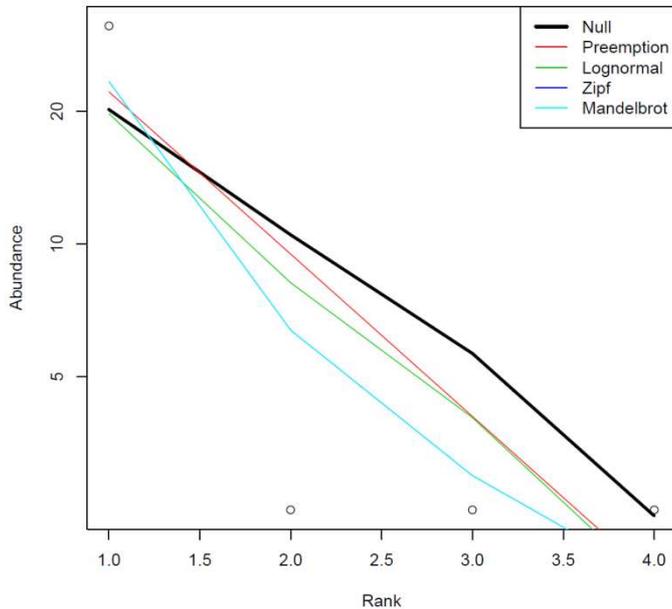


Figure : Graphique d'exemple de modèle de MacArthur ajusté (rang en abscisse, abondance en ordonnée)

Ajustement des différents modèles de distribution d'abondance sur la distribution d'abondance des espèces de la strate muscinale des Hêtraies à Tilleul d'ubac sur sols carbonatés (9130-8) à partir des relevés disponibles dans EcoPlant. Le modèle le mieux ajusté est le **modèle de MacArthur**.

Null – modèle de MacArthur

Preemption – modèle géométrique

Lognormal – modèle lognormal

Zipf – modèle de Zipf

Mandelbrot – modèle de Zipf-Mandelbrot

° - distribution d'abondance des espèces observée

L'abondance A_i de l'espèce i est

$$A_i = \bar{A} \times \sum_{i=1}^S \frac{1}{i}$$

avec S le nombre d=total d'espèces, et \bar{A} la moyenne des abondances. Ce modèle n'a originalement qu'un seul paramètre, \bar{A} (Wilson, 1991).

Annexe 4 - Fiche du modèle de distribution d'abondance de Zipf-Mandelbrot, 1953

À l'opposé des modèles précédents, ce modèle est très « systémiste ». Il est issu d'une théorie de la gestion de l'information à l'intérieur d'un système complexe (branche de la théorie de l'information) appelé loi de Zipf (Frontier et Pichod-Viale, 1991).

L'étude de Mandelbrot détermine les conditions optimales d'utilisation d'une voie de transmission véhiculant des signaux d'information. La capacité de la voie peut être définie comme une allocation totale de dépenses sur laquelle sera prélevé le coût de chaque signal. Quant au signal, il est caractérisé à la fois par son coût (par exemple sa durée) et par sa valeur informative, qui peut dépendre notamment de sa probabilité d'occurrence ; plus un signal est coûteux, par exemple long, plus il prélève sur la capacité de la voie ; plus il est rare, plus il est susceptible d'apporter d'information. Le nombre total de signaux distincts est limité, ce qui exclut le seul recours à un grand nombre de signaux rares et courts. La gestion optimale de la voie est alors assurée par la répartition des signaux courts (donc peu coûteux) et fréquents (donc de faible valeur informative) d'une part, et des signaux longs (donc coûteux) mais rares (donc à forte valeur informative) d'autre part, qui rend maximum la quantité d'informations transmise par unité de temps. On calcule dans ces conditions une distribution optimale de fréquences des signaux dans laquelle la variable coût s'élimine (Amanieu *et al.*, 1981).

L'application à l'écologie de ces notions reste discutable, mais non exempte d'intérêt. Dans une communauté végétale, la présence d'une espèce est dépendante des conditions physiques antécédentes, et des présences des espèces précédentes : le coût. Les espèces pionnières ont un faible coût, car elles requièrent peu de conditions préalables. Les espèces plus tardives dans la succession écologique, ont un coût élevé (temps, énergie, organisation) requis avant leur installation. Sur cette base elles seront rares (Wilson, 1991). Chaque espèce en revanche apporte à la communauté un gain, que nous appellerons valeur écologique de l'espèce, mesurée par exemple par sa contribution au maintien de la cohésion et de la stabilité de la communauté (Amanieu *et al.*, 1981). La somme des coûts totaux de l'ensemble des espèces de la communauté est constante (communauté fermée) et correspond à l'allocation totale des dépenses. En revanche, la somme des valeurs totales varie suivant l'organisation de la communauté, c'est-à-dire l'abondance relative des espèces. On conviendra que la gestion du système est optimisée lorsque cette valeur totale est maximale et que l'évolution spontanée de la communauté tend vers cette gestion optimum (Amanieu *et al.*, 1981). Ce modèle peut être vu comme un modèle avec plusieurs facteurs agissant séquentiellement (Wilson, 1991).

Le fait que, dans les biocénoses, des distributions d'abondance de Mandelbrot soient rencontrées uniquement dans les écosystèmes évolués confirme qu'elles doivent être liées à l'optimalité de la structure multispécifique, support d'un réseau d'interactions.

D'abord, le modèle de Zipf a été mis en place, puis a été amélioré par Mandelbrot, ce modèle est devenu le modèle de Zipf-Mandelbrot.

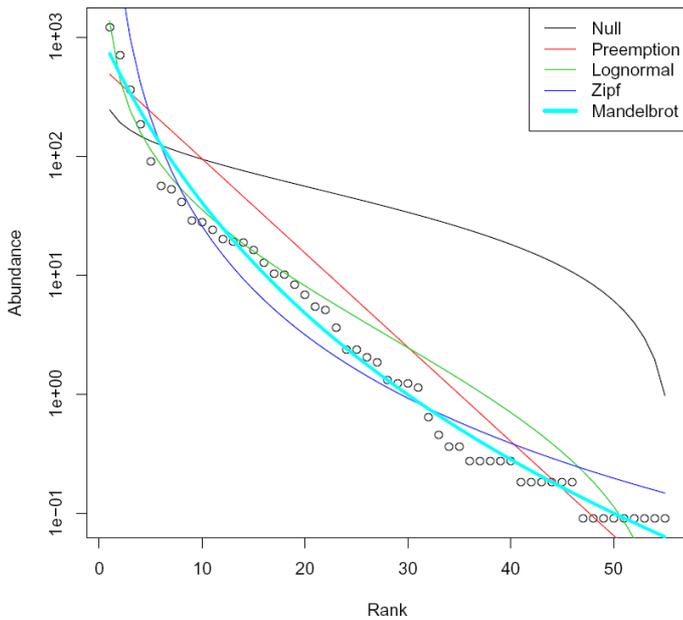


Figure : Graphique d'exemple de modèle de Zipf-Mandelbrot ajusté (rang en abscisse, abondance en ordonnée)

Ajustement des différents modèles de distribution d'abondance sur la distribution d'abondance des espèces de la strate arbustive de l'habitat des Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (9130-6) à partir des relevés disponibles dans EcoPlant. Le modèle le mieux ajusté est le modèle de **Zipf-Mandelbrot**.

Null – modèle de MacArthur

Preemption – modèle géométrique

Lognormal – modèle lognormal

Zipf – modèle de Zipf

Mandelbrot – modèle de Zipf-Mandelbrot

° - distribution d'abondance des espèces observée

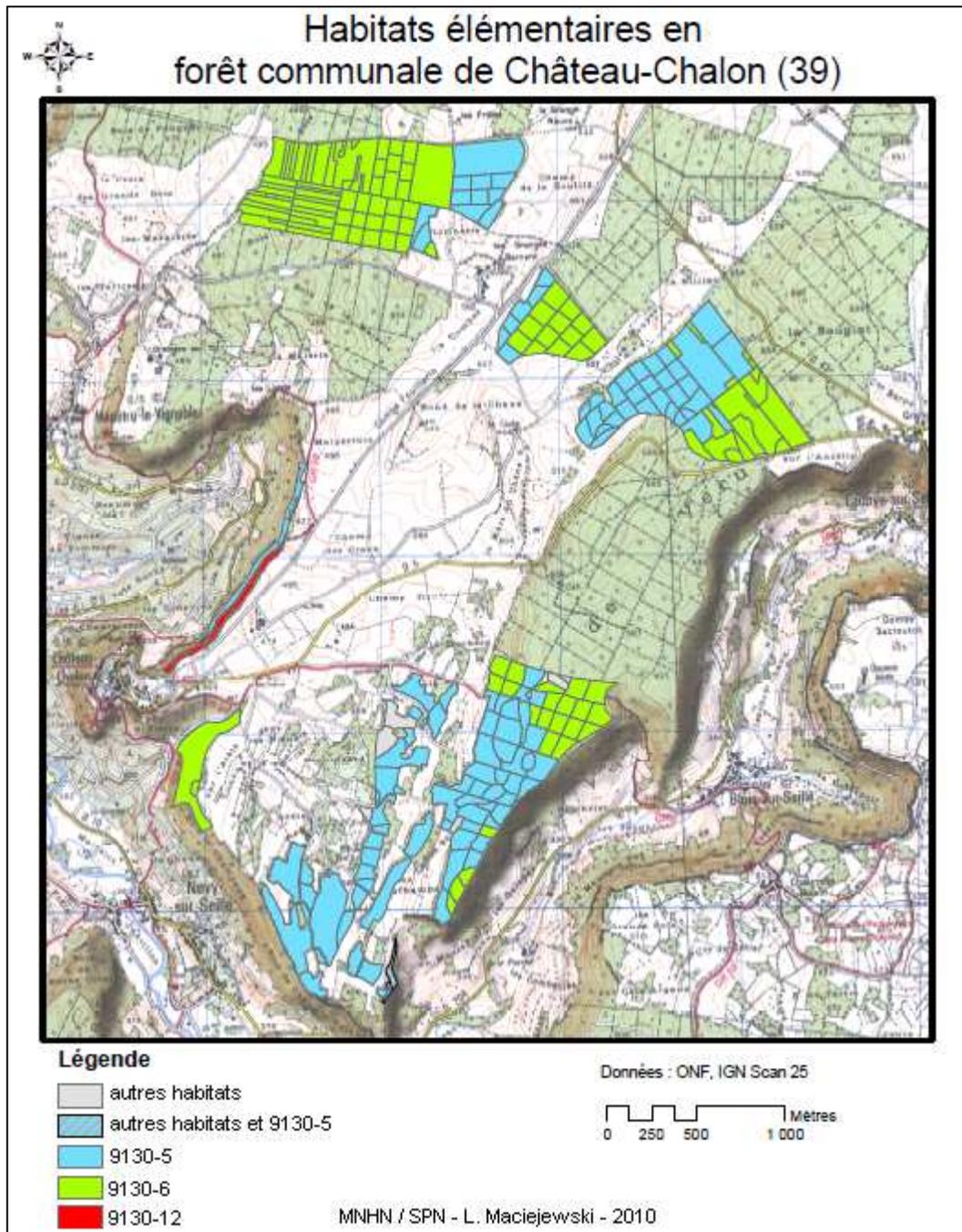
Un problème majeur existe avec ce modèle, c'est la très forte corrélation entre les deux paramètres du modèle (Mouillot *et al.*, 2000 ; in Poulin *et al.*, 2008) L'optimisation devient donc difficile, et donc la robustesse du modèle diminue (Mouillot *et al.*, 2000 ; in Poulin *et al.*, 2008).

Dans ce modèle, la fréquence F_i de l'espèce de rang i est $F_i = F_0(i + \beta)^{-\gamma}$, avec

$$F_0 = \frac{1}{\sum_{i=1}^S (i + \beta)^{-\gamma}}$$

, où S est le nombre total d'espèces, et les paramètres β et γ ont une interprétation écologique, β représente la diversité de l'environnement, c'est-à-dire la diversité de la niche ; et γ la prédictibilité de l'écosystème, c'est-à-dire la probabilité moyenne d'apparition d'une espèce (Frontier, 1985 in Wilson, 1991).

Annexe 5 - Carte des habitats élémentaires en forêt communale de Château-Chalon (39)

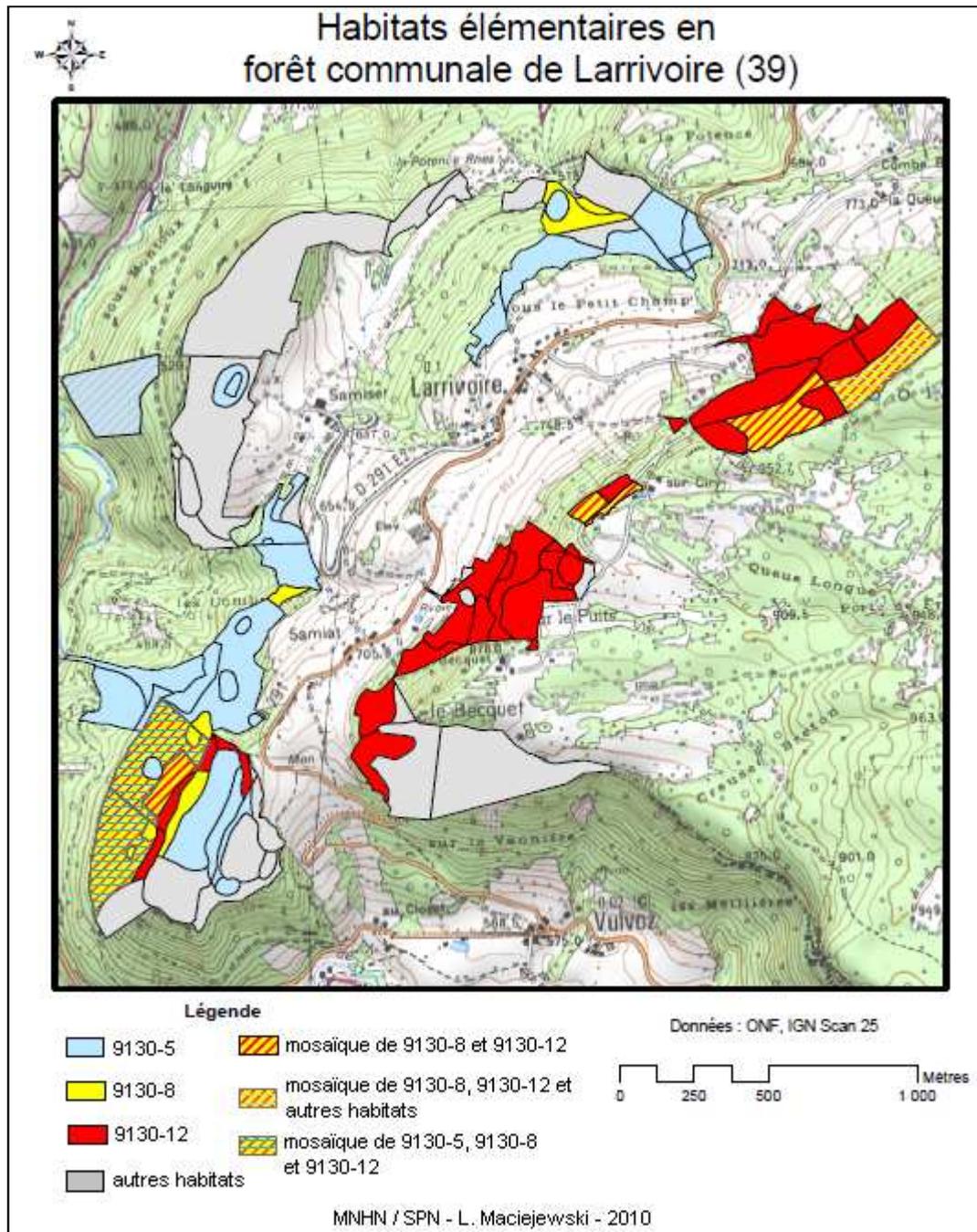


9130-5 · Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélisque uniflore (*Galio odorati-Fagetum sylvaticae*)

9130-6 · Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (*Poa chaixii-Fagetum sylvaticae*)

9130-12 · Sapinières-hêtraies à Dentaire pennée (*Cardamino heptaphyllae-Abietetum albae*)

Annexe 6 - Carte des habitats élémentaires en forêt communale de Larrivoire (39)



9130-5 · Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélisque uniflore (*Galio odorati-Fagetum sylvaticae*)

9130-8 · Hêtraies à Tilleul d'ubac sur sols carbonatés (*Tilio platyphylli-Fagetum sylvaticae*)

9130-12 · Sapinières-hêtraies à Dentaire pennée (*Cardamino heptaphyllae-Abietetum albae*)

Annexe 7 - Classement des relevés dans le synsystème phytosociologique

Détermination <i>a priori</i>	Détermination de la macro de classement dans le synsystème phytosociologique					Détermination finale	Nom du relevé
Habitats terrain	Habitats macro	Association	Alliance	Ordre	Classe		<i>cf.</i> Annexe 11
9130-5	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-5	1a
9130-5	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-5	2a
9130-5	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-5	3a
9130-5	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-5	4a
9130-5	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-6	18b
9130-5	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-5	5a
9130-5	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-6	19b
9130-5	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-5	6a
9130-5	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-5	7a
9130-5	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-6	20b
9130-5	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-5	8a
9130-5	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-5	9a
9130-5	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-5	10a
9130-5	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-5	11a
9130-5	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-5	12a
9130-5	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-5	13a
9130-5	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-5	14a
9130-5	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-5	15a
9130-5	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-5	16a
9130-5	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-5	17a
9130-5	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-5	18a
9130-5	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-5	19a
9130-5	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-5	20a
9130-5	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-5	21a

9130-6	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-6	1b
9130-6	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-6	2b
9130-6	9130-6	<i>Poo chaixii-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-6	3b
9130-6	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-6	4b
9130-6	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-6	5b
9130-6	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-6	6b
9130-6	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-6	7b
9130-6	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-6	8b
9130-6	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-6	9b
9130-6	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-6	10b
9130-6	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-6	11b
9130-6	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-6	12b
9130-6	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-6	13b
9130-6	9130-6	<i>Poo chaixii-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-6	14b
9130-6	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-6	15b
9130-6	9130-6	<i>Poo chaixii-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-6	16b
9130-6	9130-6	<i>Poo chaixii-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-6	17b
9130-8	9160-1	<i>Aconito vulpariae-Quercetum robori</i>	<i>Tilio platyphylli-Acerion pseudoplatani</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-12	15d
9130-8	9160-1	<i>Aconito vulpariae-Quercetum robori</i>	<i>Tilio platyphylli-Acerion pseudoplatani</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-12	16d
9130-8	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Fagion sylvaticae</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-12	17d
9130-8	9130-9	<i>Hordehymo-Fagetum</i>	<i>Fagion sylvaticae</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-12	18d
9130-8	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Fagion sylvaticae</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-8	1c
9130-8	9130-12	<i>Cardamino heptaphyllae-Abietetum</i>	<i>Fagion sylvaticae</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-12	19d
9130-8	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Fagion sylvaticae</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-8	2c
9130-8	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Fagion sylvaticae</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-8	3c
9130-8	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Tilion platyphylli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-8	4c
9130-8	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Fagion sylvaticae</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-8	5c
9130-8	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Cephalanthero rubrae-Fagion sylvaticae</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-8	6c

9130-8	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-8	7c
9130-8	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-8	8c
9130-8	9150-2/3	<i>Carici albae-Fagetum</i>	<i>Cephalanthero rubrae-Fagion sylvaticae</i>	<i>Quercetalia pubescenti-sessiliflorae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	X	9c
9130-8	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Fagion sylvaticae</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-8	10c
9130-8	9150-2/3	<i>Carici albae-Fagetum</i>	<i>Cephalanthero rubrae-Fagion sylvaticae</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	X	11c
9130-12	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Fagion sylvaticae</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-12	1d
9130-12	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Fagion sylvaticae</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-12	2d
9130-12	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-12	3d
9130-12	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Carpinion betuli</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-12	4d
9130-12	9130-12	<i>Cardamino heptaphyllae-Abietetum</i>	<i>Fagion sylvaticae</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-12	5d
9130-12	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Fagion sylvaticae</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-12	6d
9130-12	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Fagion sylvaticae</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-12	7d
9130-12	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Fagion sylvaticae</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-8	12c
9130-12	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Fagion sylvaticae</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-8	13c
9130-12	9130-12	<i>Cardamino heptaphyllae-Abietetum</i>	<i>Fagion sylvaticae</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-12	8d
9130-12	9130-9	<i>Hordehymo-Fagetum</i>	<i>Fagion sylvaticae</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-12	9d
9130-12	9140-1/2/3	<i>Aceri pseudoplatani-Fagetum sylvaticae</i>	<i>Fagion sylvaticae</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-12	10d
9130-12	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Fagion sylvaticae</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-12	11d
9130-12	9130-12	<i>Cardamino heptaphyllae-Abietetum</i>	<i>Fagion sylvaticae</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-12	12d
9130-12	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Fagion sylvaticae</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-12	13d
9130-12	9130-5	<i>Galio odorati-Fagetum</i>	<i>Fagion sylvaticae</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-8	14c
9130-12	9130-12	<i>Cardamino heptaphyllae-Abietetum</i>	<i>Fagion sylvaticae</i>	<i>Fagetalia sylvaticae</i>	<i>Quercu roboris-Fagetea sylvaticae</i>	9130-12	14d

Légende

9130-5 · Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélisse uniflore (*Galio odorati-Fagetum sylvaticae*)

9130-6 · Hêtraies-chênaies à Pâture de chaix (*Poa chaixii-Fagetum sylvaticae*)

9130-8 · Hêtraies à Tilleul d'ubac sur sols carbonatés (*Tilio platyphylli-Fagetum sylvaticae*)

9130-12 · Sapinières-hêtraies à Dentaire pennée (*Cardamino heptaphyllae-Abietetum albae*)

Annexe 8 - Indices de diversité par habitat, strate, et selon l'origine des données

9130-5 · Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélisque uniflore (*Galio odorati-Fagetum sylvaticae*)

9130-6 · Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (*Poa chaixii-Fagetum sylvaticae*)

9130-8 · Hêtraies à Tilleul d'ubac sur sols carbonatés (*Tilio platyphylli-Fagetum sylvaticae*)

9130-12 · Sapinières-hêtraies à Dentaire pennée (*Cardamino heptaphyllae-Abietetum albae*)

9130-5

<i>A arborée</i>	<i>Ecoplant</i>	<i>Ecoplant v2</i>	<i>Jura</i>
S	53	23	16
H'	1,04	0,97	0,98
J	0,18	0,21	0,25
D	5,23	5,17	5,40
nb relevés	261	24	21

<i>av arbustive</i>	<i>Ecoplant</i>	<i>Ecoplant v2</i>	<i>Jura</i>
S	71	33	21
H'	1,35	1,00	0,97
J	0,22	0,20	0,22
D	7,64	3,48	4,36
nb relevés	251	22	21

<i>h herbacée</i>	<i>Ecoplant</i>	<i>Ecoplant v2</i>	<i>Jura</i>
S	338	138	79
H'	1,88	1,75	1,49
J	0,22	0,25	0,24
D	14,20	14,81	10,07
nb relevés	264	24	21

<i>m muscinale</i>	<i>Ecoplant</i>	<i>Ecoplant v2</i>	<i>Jura</i>
S	19	8	4
H'	0,81	0,72	0,44
J	0,19	0,24	0,22
D	4,19	3,58	1,92
nb relevés	113	9	6

9130-6

<i>A arborée</i>	<i>Ecoplant</i>	<i>Ecoplant v2</i>	<i>Jura</i>
S	36	16	14
H'	0,85	0,85	0,93
J	0,16	0,21	0,24
D	4,23	4,45	5,37
nb relevés	239	17	20

<i>av arbustive</i>	<i>Ecoplant</i>	<i>Ecoplant v2</i>	<i>Jura</i>
S	55	23	11
H'	0,94	0,77	0,92
J	0,16	0,17	0,27
D	4,03	2,77	5,49
nb relevés	220	13	20

<i>h herbacée</i>	<i>Ecoplant</i>	<i>Ecoplant v2</i>	<i>Jura</i>
S	254	80	63
H'	1,89	1,43	1,18
J	0,24	0,23	0,20
D	24,12	11,51	6,05
nb relevés	247	17	20

<i>m muscinale</i>	<i>Ecoplant</i>	<i>Ecoplant v2</i>	<i>Jura</i>
S	28	7	5
H'	0,92	0,71	0,70
J	0,19	0,25	0,30
D	5,06	3,66	3,70
nb relevés	170	13	10

9130-8

A arborée *Ecoplant Jura*

S	15	11
H'	0,68	0,75
J	0,17	0,22
D	2,91	3,15
nb relevés	17	12

av arbustive *Ecoplant Jura*

S	27	23
H'	0,85	0,94
J	0,18	0,21
D	2,46	4,53
nb relevés	18	12

h herbacée *Ecoplant Jura*

S	97	23
H'	1,33	1,14
J	0,20	0,25
D	7,18	5,52
nb relevés	17	12

m muscinale *Ecoplant Jura*

S	3	3
H'	0,25	0,24
J	0,16	0,15
D	1,33	1,44
nb relevés	3	4

9130-12

A arborée *Ecoplant Jura*

S	16	11
H'	0,57	0,83
J	0,14	0,24
D	2,51	4,27
nb relevés	20	19

av arbustive *Ecoplant Jura*

S	27	15
H'	0,88	0,88
J	0,19	0,23
D	3,12	4,47
nb relevés	20	19

h herbacée *Ecoplant Jura*

S	132	60
H'	1,76	1,24
J	0,25	0,21
D	18,92	6,42
nb relevés	20	19

m muscinale *Ecoplant Jura*

S	12	1
H'	0,69	xxxx
J	0,19	xxxx
D	2,84	xxxx
nb relevés	18	2

S - Richesse spécifique (nombre d'espèces)

H' - Indice de diversité de Shannon-Weaver

J - Indice d'équirépartition de Pielou

D - Indice de diversité réciproque de Simpson

Annexe 9 - Tableaux avec les traits d'histoire de vie de toutes les espèces sélectionnées comme potentiellement « typiques »

Légende

Nom latin *Espèce retenue comme « typique » de l'habitat*

Nom latin *Espèce non retenue comme « typique » de l'habitat*

Pour les sources des données, se référer au tableau 5 p. 31-32 (§ 4.4.1).

Strate

A • strate arborée : à partir de 7 m de hauteur

av • strate arbustive : de 50 cm à 7 m de hauteur

h • strate herbacée : de 0 à 50 cm de hauteur

m • strate muscinale : quelques centimètres

9130-5 · Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélique uniflore (*Galio odorati-Fagetum sylvaticae*)

Rang	Espèce	Strate			Coef. de fidélité	Espèce diagnostique	Espèce indicatrice au sens des cahiers d'habitats	1. Pollinisation et dissémination
		A	av	b				Reproduction/Dissémination
A : 1 av : 2	<i>Fagus sylvatica</i>	A	av		0,11			anémogame ou entomogame / dyszoochore
A : 2 av : 1	<i>Carpinus betulus</i>	A	av		0,28	X		anémogame / anémochore
3	<i>Quercus petraea</i>	A			0,16	X		anémogame ou entomogame / zoochore ou dyszoochore
3	<i>Corylus avellana</i>		av		0,15			anémogame / dyszoochore
4	<i>Acer campestre</i>		av		0,30	X		anémogame ou entomogame / anémochore
5	<i>Fraxinus excelsior</i>		av		0,13			anémogame / anémochore
av : 6 b : 9	<i>Crataegus laevigata</i>		av	b	0,29	X		entomogame / endozoochore
1	<i>Hedera helix</i>			b	0,20			entomogame / endozoochore
2	<i>Anemone nemorosa</i>			b	0,17			entomogame / myrmécochore
3	<i>Galium odoratum</i>			b	0,21	X	X	entomogame / zoochore
4	<i>Lamium galeobdolon</i>			b	0,22	X	X	entomogame / myrmécochore
5	<i>Rubus fruticosus</i>			b	0,11			entomogame / zoochore
6	<i>Mercurialis perennis</i>			b	0,17			entomogame ou anémogame / myrmécochore
7	<i>Melica uniflora</i>			b	0,16		X	myrmécochore
8	<i>Carex sylvatica</i>			b	0,19			
10	<i>Ornithogalum pyrenaicum</i>			b	0,27	X	X	
11	<i>Corylus avellana</i>			b	0,15			anémogame / dyszoochore
12	<i>Ligustrum vulgare</i>			b	0,23	X		entomogame / endozoochore
13	<i>Rosa arvensis</i>			b	0,26	X		entomogame ou autogame / endozoochore
14	<i>Allium ursinum</i>			b	0,04			entomogame
15	<i>Brachypodium sylvaticum</i>			b	0,14			
16	<i>Arum maculatum</i>			b	0,24	X	X	
17	<i>Viola reichenbachiana</i>			b	0,17		X	entomogame ou autogame / myrmécochore
18	<i>Milium effusum</i>			b	0,09			

2. Floraison et fructification					3. Mycorhization et propriétés et usages	
1 ^{er} mois de floraison dans l'année	Dernier mois de floraison dans l'année	1 ^{er} mois de fructification dans l'année	Dernier mois de fructification dans l'année	Poids moyen des graines (mg)	Type de mycorhization	Propriétés ou usages
4	5	9	11	157,9	ectoplasmique	fruit très comestible, écorce antiseptique
4	5	8	11	41,8	ectoplasmique	astringente
4	5	9	11	1108	ectoplasmique	
1	3	8	9	688	ectoplasmique	
5	5	9	12	54,3	VA ou ectoplasmique ou absence de mycorhization	mellifère
4	5	3	11	58,4	VA ou absence de mycorhization	très bon fourrage pour animaux
4	5	8	9	276	VA ou absence de mycorhization	plante tonocardiaque
9	10	3	5	52,2	VA = Vésicules arbusculaires	baie très appréciée des oiseaux
3	5	3	8	2,1	VA ou absence de mycorhization	toxique
5	6	8	12	6,7	VA ou absence de mycorhization	mellifère
4	6			2,4	VA	
6	8	9	11	2,3	VA	très appréciée des cervidées
4	5	3	8	3,2	VA ou absence de mycorhization	
5	7	6	8	2,9	absence de mycorhization	
5	7	6	10	1,7	absence de mycorhization	
5	7	9	2	6,7	VA	jeunes inflorescences consommables
1	3	8	9	688	ectoplasmique	
5	7	9	10	13,9	VA	mellifère
5	7	9	11	12,6	VA	
4	6	5	8	5,4	VA	dépurative
6	8	8	10	2,8	VA	
4	5	6	11	33,5	VA	baie toxique
4	5	5	9	1,04	VA ou absence de mycorhization	
5	8	6	11	1,2	VA ou absence de mycorhization	

4. Type biologique	5. Stratégie et comportement		6. Ancienneté du cortège	7. Statut de protection et typicité		
Type de Raunkier	Stratégie de Grime	Comportement dynamique	Appartenance cortège forêts anciennes	Considérée comme typique 1 ^{ère} éval (nb pays)	Protection au niveau régional (nb)	Protection au niveau départemental (nb)
Phanérophyte	Compétitive	dryade	Forêt ancienne	8	0	0
Phanérophyte		postpionnière	Forêt ancienne	1	0	0
Phanérophyte	Compétitive	postpionnière	Forêt ancienne	1	0	0
Phanérophyte	Compétitive /Stress-tolérante		Forêt ancienne	1	0	0
Phanérophyte	Compétitive /Stress-tolérante	postpionnière nomade	Forêt ancienne	1	0	0
Phanérophyte	Compétitive	postpionnière nomade		1	0	0
Phanérophyte			Forêt ancienne	0	0	0
Phanérophyte	Compétitive /Stress-tolérante			1	0	0
Géophyte	Compétitive /Stress-tolérante /Rudérale	vivace	Forêt ancienne	3	0	0
Géophyte	Compétitive /Stress-tolérante /Rudérale	vivace	Forêt ancienne	7	0	0
Hémicryptophyte	Compétitive /Stress-tolérante	vivace	Forêt ancienne	4	0	0
Chaméphyte	Compétitive /Stress-tolérante		Forêt récente	0	0	0
Hémicryptophyte	Compétitive /Stress-tolérante	vivace	Forêt ancienne	4	0	0
Hémicryptophyte	Compétitive /Stress-tolérante		Forêt ancienne	8	0	0
Hémicryptophyte	Stress-tolérante	vivace		2	0	0
Géophyte		vivace		1	2	10
Phanérophyte	Compétitive /Stress-tolérante		Forêt ancienne	1	0	0
Phanérophyte	Compétitive /Stress-tolérante	marcescente	Forêt récente	0	0	0
Phanérophyte				0	0	0
Géophyte	Compétitive /Stress-tolérante /Rudérale	vivace	Forêt ancienne	2	0	0
Hémicryptophyte	Compétitive /Stress-tolérante	vivace	Forêt récente	0	0	0
Géophyte	Compétitive /Stress-tolérante /Rudérale	vivace	Forêt ancienne	1	0	0
Hémicryptophyte	Compétitive /Stress-tolérante		Forêt ancienne	3	0	0
Hémicryptophyte	Compétitive /Stress-tolérante /Rudérale		Forêt ancienne	1	0	0

9130-6 · Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (*Poa chaixii*-*Fagetum sylvaticae*)

Rang	Espèce	Strate			Coef. de fidélité	Espèce caractéristique	Espèce diagnostique	Espèce indicatrice au sens des cahiers d'habitats	1. Pollinisation et dissémination
		A	av	b					Reproduction/Dissémination
A : 1 b : 5	<i>Quercus petraea</i>	A		b	0,22	X	X		anémogame ou entomogame / zoochore ou dyszoochore
A : 2 av : 2	<i>Fagus sylvatica</i>	A	av		0,16	X	X		anémogame ou entomogame / dyszoochore
1	<i>Carpinus betulus</i>		av		0,30	X	X		anémogame / anémochore
av : 3 b : 4	<i>Rubus fruticosus</i>		av	b	0,20		X	X	entomogame / zoochore
1	<i>Hedera helix</i>			b	0,15				entomogame / endozoochore
2	<i>Anemone nemorosa</i>			b	0,20	X	X		entomogame / myrmécochore
3	<i>Oxalis acetosella</i>			b	0,03			X	entomogame / autochore mécanique
6	<i>Lamium galeobdolon</i>			b	0,10			X	entomogame / myrmécochore
7	<i>Milium effusum</i>			b	0,29	X	X	X	
8	<i>Galium odoratum</i>			b	0,09				entomogame / zoochore
9	<i>Convallaria majalis</i>			b	0,16	X		X	entomogame / zoochore
10	<i>Melica uniflora</i>			b	0,06				myrmécochore
11	<i>Carex sylvatica</i>			b	0,21	X	X	X	
12	<i>Carex brizoides</i>			b	0,15	X			
13	<i>Lonicera perichyenum</i>			b	0,12	X		X	entomogame ou autogame / endozoochore
14	<i>Deschampsia cespitosa</i>			b	0,26	X	X	X	
15	<i>Luzula luzuloides</i>			b	0,17	X			myrmécochore

2. Floraison et fructification					3. Mycorhization et propriétés et usages	
1 ^{er} mois de floraison dans l'année	Dernier mois de floraison dans l'année	1 ^{er} mois de fructification dans l'année	Dernier mois de fructification dans l'année	Poids moyen des graines (mg)	Type de mycorhization	Propriétés ou usages
4	5	9	11	1108	ectoplasmique	
4	5	9	11	157,9	ectoplasmique	fruit très comestible, écorce antiseptique
4	5	8	11	41,8	ectoplasmique	astringente
6	8	9	11	2,3	VA = Vésicules arbusculaires	très appréciée des cervidées
9	10	3	5	52,2	VA	baie très appréciée du pigeon ramier et d'autres oiseaux
3	5	3	8	2,1	VA ou absence de mycorhization	toxique
4	5	6	11	0,9	VA ou absence de mycorhization	
4	6			2,4	VA	
5	8	6	11	1,2	VA ou absence de mycorhization	
5	6	8	12	6,7	VA ou absence de mycorhization	mellifère
4	6	8	11	133,8	VA ou absence de mycorhization	toxique, plante tonocardiaque
5	7	6	8	2,9	absence de mycorhization	
5	7	6	10	1,7	absence de mycorhization	
5	6	7	7	0,3		
6	9	6	11	5,6	VA	baie toxique
6	8	8	11	0,25	VA	
5	8			0,28	absence de mycorhization	

4. Type biologique	5. Stratégie et comportement		6. Ancienneté du cortège	7. Statut de protection et typicité		
	Stratégie de Grime	Comportement dynamique		Appartenance cortège forêts anciennes	Considérée comme typique 1 ^{ère} éval (nb pays)	Protection au niveau régional (nb)
Phanérophyte	Compétitive	postpionnière	Forêt ancienne	8	0	0
Phanérophyte	Compétitive	dryade	Forêt ancienne	1	0	0
Phanérophyte	Compétitive	postpionnière	Forêt ancienne	8	0	0
Chaméphyte	Compétitive /Stress-tolérante		Forêt récente	1	0	0
Phanérophyte	Compétitive /Stress-tolérante	sempervirente		3	0	0
Géophyte	Compétitive /Stress-tolérante /Rudérale	vivace	Forêt ancienne	0	0	0
Hémicryptophyte	Compétitive /Stress-tolérante /Rudérale	vivace	Forêt ancienne	0	0	0
Hémicryptophyte	Compétitive /Stress-tolérante	vivace	Forêt ancienne	1	0	0
Hémicryptophyte	Compétitive /Stress-tolérante /Rudérale		Forêt ancienne	7	0	0
Géophyte	Compétitive /Stress-tolérante /Rudérale	vivace	Forêt ancienne	1	0	0
Géophyte		vivace	Forêt ancienne	8	0	15
Hémicryptophyte	Compétitive /Stress-tolérante		Forêt ancienne	2	0	0
Hémicryptophyte	Stress-tolérante	vivace	Forêt ancienne	0	0	0
Hémicryptophyte		vivace		0	2	1
Phanérophyte	Compétitive /Stress-tolérante	liane	Forêt ancienne	0	0	0
Hémicryptophyte	Compétitive /Stress-tolérante /Rudérale	vivace		0	0	0
Hémicryptophyte			Forêt ancienne	0	0	0

9130-8 · Hêtraies à Tilleul d'ubac sur sols carbonatés (*Tilio platyphylli-Fagetum sylvaticae*)

Rang	Espèce	Strate			Coef. de fidélité	Espèce caractéristique	Espèce diagnostique	Espèce indicatrice au sens des cahiers d'habitats	1. Pollinisation et dissémination
		A	av	b					Reproduction/Dissémination
A : 1 av : 1	<i>Fagus sylvatica</i>	A	av		0,06		X	X	anémogame ou entomogame / dyszoochore
A : 2 av : 3	<i>Tilia platyphyllos</i>	A	av		0,19	X	X	X	anémogame ou entomogame / anémochore
A : 3 av : 2	<i>Fraxinus excelsior</i>	A	av		0,08		X	X	anémogame / anémochore
4	<i>Sambucus nigra</i>		av		0,05	X	X		entomogame / zoochore
av : 5 b : 17	<i>Corylus avellana</i>		av	b	0,03			X	anémogame / dyszoochore
1	<i>Mercurialis perennis</i>			b	0,15		X	X	entomogame ou anémogame / myrmécochore
2	<i>Hedera helix</i>			b	0,04	X			entomogame / endozoochore
3	<i>Buxus sempervirens</i>			b	0,09		X		entomogame / endozoochore
4	<i>Cardamine heptaphylla</i>			b	0,12		X	X	
5	<i>Galium odoratum</i>			b	0,04			X	entomogame / zoochore
6	<i>Lamium galeobdolon</i>			b	0,08			X	entomogame / myrmécochore
7	<i>Lonicera xylosteum</i>			b	0,07				entomogame / endozoochore
8	<i>Rubus fruticosus</i>			b	-0,02				entomogame / zoochore
9	<i>Rubus sp</i>			b	0,02				entomogame / zoochore
10	<i>Carex alba</i>			b	0,01				
11	<i>Lathraea squamaria</i>			b	0,04				entomogame / myrmécochore
12	<i>Allium ursinum</i>			b	0,02				entomogame
13	<i>Arum maculatum</i>			b	0,07	X			
14	<i>Lathyrus vernus</i>			b	0,12		X		
15	<i>Carex digitata</i>			b	0,10		X		
16	<i>Dryopteris filix mas</i>			b	0,05			X	
18	<i>Prenanthes purpurea</i>			b	0,04				
19	<i>Cornus sanguinea</i>			b	0,02				entomogame ou anémogame / endozoochore

2. Floraison et fructification					3. Mycorhization et propriétés et usages	
1 ^{er} mois de floraison dans l'année	Dernier mois de floraison dans l'année	1 ^{er} mois de fructification dans l'année	Dernier mois de fructification dans l'année	Poids moyen des graines (mg)	Type de mycorhization	Propriétés ou usages
4	5	9	11	157,9	ectoplasmique	fruit très comestible, écorce antiseptique
6	7	8	11	145	ectoplasmique	mellifère
4	5	3	11	58,4	VA ou ectoplasmique	bon fourrage pour animaux
6	7	8	11	37,3	VA ou absence de mycorhization	mellifère, fruit apprécié des oiseaux
1	3	8	9	688	ectoplasmique	
4	5	3	8	3,2	VA ou absence de mycorhization	
9	10	3	5	52,2	VA = Vésicules arbusculaires	baie très appréciée des oiseaux
3	4			13	VA	feuille purgative
4	6	6	7	6		
5	6	8	12	6,7	VA ou absence de mycorhization	mellifère
4	6			2,4	VA	
5	6			5,6	VA ou absence de mycorhization	baie toxique
6	8	9	11	2,3	VA	très appréciée des cervidées
6	8			2,3		très appréciée des cervidées
4	6	6	10	2,1		
3	5	5	7	0,6		parasite sur les racines de <i>Corylus avellana</i> , <i>Ulmus</i> , <i>Hedera helix</i> , <i>Alnus glutinosa</i>
4	6	5	8	5,4	VA	dépurative
4	5	6	11	33,5	VA	baie toxique
4	5	6	9	18,3		
4	6	3	8	1,4	absence de mycorhization	
7	8	8	10	0,28		
5	7	6	12	79,6	VA ou absence de mycorhization	mellifère

4. Type biologique	5. Stratégie et comportement		6. Ancienneté du cortège	7. Statut de protection et typicité		
	Stratégie de Grime	Comportement dynamique		Appartenance cortège forêts anciennes	Considérée comme typique 1 ^{ère} éval (nb pays)	Protection au niveau régional (nb)
Phanérophyte	Compétitive	dryade	Forêt ancienne	8	0	0
Phanérophyte	Compétitive	postpionnière nomade	Forêt ancienne	2	0	0
Phanérophyte	Compétitive	postpionnière nomade		1	0	0
Phanérophyte	Compétitive			1	0	0
Phanérophyte	Compétitive /Stress-tolérante		Forêt ancienne	1	0	0
Hémicryptophyte	Compétitive /Stress-tolérante	vivace	Forêt ancienne	4	0	0
Phanérophyte	Compétitive /Stress-tolérante	sempervirente		1	0	0
Phanérophyte	Compétitive /Stress-tolérante /Rudérale	sempervirente		0	1	1
Géophyte		vivace		1	4	1
Géophyte	Compétitive /Stress-tolérante /Rudérale	vivace	Forêt ancienne	7	0	0
Hémicryptophyte	Compétitive /Stress-tolérante	vivace	Forêt ancienne	4	0	0
Phanérophyte	Compétitive /Stress-tolérante		Forêt récente	1	0	0
Chaméphyte	Compétitive /Stress-tolérante		Forêt récente	0	0	0
Chaméphyte				0	0	0
Hémicryptophyte		vivace		0	1	0
Géophyte	Stress-tolérante	vivace		0	8	0
Géophyte	Compétitive /Stress-tolérante /Rudérale	vivace	Forêt ancienne	2	0	0
Géophyte	Compétitive /Stress-tolérante /Rudérale	vivace	Forêt ancienne	1	0	0
Géophyte	Compétitive /Stress-tolérante /Rudérale	vivace	Forêt ancienne	1	0	0
Hémicryptophyte		vivace	Forêt ancienne	0	2	2
Hémicryptophyte	Compétitive /Stress-tolérante /Rudérale		Forêt ancienne	1	0	0
Hémicryptophyte	Compétitive /Rudérale	vivace		2	1	0
Phanérophyte	Compétitive /Rudérale		Forêt récente	1	0	0

9130-12 · Sapinières-hêtraies à Dentaire pennée (*Cardamino heptaphyllae-Abietetum albae*)

Rang	Espèce	Strate			Coef. de fidélité	Espèce caractéristique	Espèce diagnostique	Espèce indicatrice au sens des cahiers d'habitats	1. Pollinisation et dissémination
		A	av	b					Reproduction/Dissémination
A:1 ar:1	<i>Fagus sylvatica</i>	A	av		0,06			X	anémogame ou entomogame / dyszoochore
2	<i>Abies alba</i>	A			0,08		X	X	anémogame / anémochore
A:3 ar:2	<i>Picea abies</i>	A	av		0,16		X		anémogame / zoochore ou anémochore
3	<i>Acer pseudoplatanus</i>		av		0,07		X		anémogame ou entomogame / anémochore
ar:4 br:24	<i>Lonicera xylosteum</i>		av	b	0,09		X		entomogame / endozoochore
5	<i>Sambucus racemosa</i>		av		0,05				entomogame / endozoochore
1	<i>Mercurialis perennis</i>			b	0,12				anémogame ou entomogame / myrmécochore
2	<i>Cardamine heptaphylla</i>			b	0,25		X	X	
3	<i>Galium odoratum</i>			b	0,10				entomogame / zoochore
4	<i>Hedera helix</i>			b	0,02				entomogame / endozoochore
5	<i>Oxalis acetosella</i>			b	0,07				entomogame / autoochore mécanique
6	<i>Vaccinium myrtillus</i>			b	0,03				entomogame ou autogame / endozoochore
7	<i>Polygonatum verticillatum</i>			b	0,16		X		
8	<i>Dryopteris filix mas</i>			b	0,06			X	
9	<i>Lamium galeobdolon</i>			b	0,07			X	entomogame / myrmécochore
10	<i>Buxus sempervirens</i>			b	0,01				entomogame / endozoochore
11	<i>Festuca altissima</i>			b	0,08	X		X	anémogame
12	<i>Rubus fruticosus</i>			b	-0,01				
13	<i>Athyrium filix femina</i>			b	0,01				
14	<i>Prenanthes purpurea</i>			b	0,12				
15	<i>Rosa pendulina</i>			b	0,17		X		entomogame / endozoochore
16	<i>Fragaria vesca</i>			b	0,05				entomogame / zoochore
17	<i>Knautia dipsacifolia</i>			b	0,09				entomogame / myrmécochore
18	<i>Ribes alpinum</i>			b	0,04				entomogame / endozoochore
19	<i>Hordeymus europaeus</i>			b	0,11	X		X	zoochore
20	<i>Asarum europaeum</i>			b	0,12				myrmécochore
21	<i>Carex sylvatica</i>			b	0,02			X	
22	<i>Carex digitata</i>			b	0,16		X	X	
23	<i>Lathyrus vernus</i>			b	0,15		X	X	
25	<i>Hieracium murorum</i>			b	0,04				entomogame / anémochore
26	<i>Viola reichenbachiana</i>			b	0,04				entomogame ou autogame / myrmécochore

2. Floraison et fructification					3. Mycorhization et propriétés et usages	
1 ^{er} mois de floraison dans l'année	Dernier mois de floraison dans l'année	1 ^{er} mois de fructification dans l'année	Dernier mois de fructification dans l'année	Poids moyen des graines (mg)	Type de mycorhization	Propriétés ou usages
4	5	9	11	157,9	ectoplasmique	fruit très comestible, écorce antiseptique
4	5	9	10	79,2	ectoplasmique	sempervirente
5	6	9	3	6,6	ectoplasmique et ectendoplasmique	sempervirente
5	5	9	11	69,2	VA ou ectoplasmique ou absence de mycorhization	mellifère
5	6	7	9	5,6	VA ou absence de mycorhization	baie toxique
4	5	7	10	3	VA ou ectoplasmique ou absence de mycorhization	mellifère
4	5	3	8	3,2	VA ou absence de mycorhization	
4	6	6	7	6		
5	6	8	12	6,7	VA ou absence de mycorhization	mellifère
9	10	3	5	52,2	VA = Vésicules arbusculaires	baie très apprécié desoiseaux
4	5	6	11	0,9	VA ou absence de mycorhization	
4	6	6	11	0,3	éricotide	mellifère, fruit comestible
5	6	9	12	120	VA ou absence de mycorhization	
4	6			2,4	VA	
3	4			13	VA	feuille purgative
6	8	8	10	0,7	absence de mycorhization	
6	8	9	11	2,3	VA	très appréciée des cervidées
					VA ou absence de mycorhization	
7	8	8	10	0,28		
5	8			20,4		
4	6	6	10	0,32	VA ou absence de mycorhization	
6	8	7	10	4,9		
4	5	7	9	4,8	VA ou ectoplasmique ou absence de mycorhization	mellifère, baie comestible
6	8	7	10	6,7		
3	5	6	7	3,4	VA ou absence de mycorhization	tige souterraine irritante, purgative, vomitive ; feuille sternutatoire
5	7	6	10	1,7	absence de mycorhization	
4	6	3	8	1,4	absence de mycorhization	
4	5	6	9	18,3		
5	6	6	8	0,4	VA ou absence de mycorhization	
4	5	5	9	1,04	VA ou absence de mycorhization	

4. Type biologique	5. Stratégie et comportement		6. Ancienneté du cortège	7. Statut de protection et typicité		
	Stratégie de Grime	Comportement dynamique		Appartenance cortège forêts anciennes	Considérée comme typique 1 ^{ère} éval (nb pays)	Protection au niveau régional (nb)
Phanérophyte	Compétitive	dryade	Forêt ancienne	8	0	0
Phanérophyte	Compétitive /Stress-tolérante	dryade		5	0	0
Phanérophyte	Compétitive /Stress-tolérante	dryade nomade		2	0	0
Phanérophyte	Compétitive	postpionnière nomade	Forêt ancienne	3	0	0
Phanérophyte	Compétitive /Stress-tolérante		Forêt récente	1	0	0
Phanérophyte				1	0	0
Géophyte	Compétitive /Stress-tolérante	vivace	Forêt ancienne	4	0	0
Géophyte		vivace		1	4	1
Géophyte	Compétitive /Stress-tolérante	vivace	Forêt ancienne	7	0	0
Phanérophyte	Compétitive /Stress-tolérante	sempervirente		1	0	0
Hémicryptophyte	Compétitive /Stress-tolérante /Rudérale	vivace	Forêt ancienne	0	0	0
Chaméphyte	Compétitive /Stress-tolérante		Forêt ancienne	0	2	11
Géophyte		vivace		1	2	0
Hémicryptophyte	Compétitive /Rudérale		Forêt ancienne	1	0	0
Hémicryptophyte	Compétitive /Stress-tolérante	vivace	Forêt ancienne	4	0	0
Phanérophyte	Compétitive /Stress-tolérante /Rudérale	sempervirente		0	1	1
Hémicryptophyte		vivace	Forêt ancienne	1	0	0
Chaméphyte	Compétitive /Stress-tolérante			0	0	0
	Compétitive /Stress-tolérante	vivace		0	0	0
Hémicryptophyte	Compétitive /Rudérale	vivace		2	1	0
Phanérophyte				0	0	0
Hémicryptophyte	Compétitive /Stress-tolérante /Rudérale		Forêt ancienne	0	0	0
Hémicryptophyte		vivace		1	0	0
Phanérophyte	Compétitive /Stress-tolérante			0	0	0
Hémicryptophyte	Compétitive /Stress-tolérante /Rudérale		Forêt ancienne	3	1	0
Hémicryptophyte		vivace		1	4	1
Hémicryptophyte		vivace	Forêt ancienne	2	0	0
Hémicryptophyte		vivace	Forêt ancienne	0	2	2
Hémicryptophyte	Compétitive /Stress-tolérante /Rudérale	vivace	Forêt ancienne	1	0	0
Hémicryptophyte	Compétitive /Stress-tolérante		Forêt ancienne	0	0	0
Hémicryptophyte	Compétitive /Stress-tolérante		Forêt ancienne	3	0	0

Annexe 10 - Grille d'analyse de la méthode d'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers à l'échelle du site (Carnino, 2009)

Critère	Indicateur		Modalité	Valeur	
Intégrité de la composition dendrologique	% de recouvrement d'essences non typiques de l'habitat	Recueil localement (par placette) et analyse à l'échelle du site par calcul de la moyenne des % d'essences et de recouvrement de l'atteinte	Aucune essence non typique de l'habitat et aucune atteinte « lourde »	0	
			1 à 5 % d'essences non typiques <u>et</u> aucune atteinte	-5	
			5 à 15 % d'essences non typiques <u>ou</u> moins de 15 % d'atteinte(s)	-10	
Atteintes « lourdes » : espèces exotiques envahissantes, dégâts au sol, perturbations hydrologiques...	% de recouvrement de l'atteinte		15 à 30 % d'essences non typiques <u>ou</u> 15 à 30 % d'atteinte(s)	-30	
			Plus de 30 % d'essences non typiques <u>ou</u> plus de 30 % d'atteinte(s)	-60	
Très gros arbres vivants	Quantité à l'hectare de très gros bois (TGB)	Recueil localement et analyse à l'échelle du site (moyenne)	5 TGB / ha et plus	0	
			3 à 5 TGB / ha	-2	
			1 à 3 TGB / ha	-10	
			Moins de 1 TGB / ha	-20	
Dynamique de renouvellement	Surface en jeune peuplement (futaie régulière et taillis)	Analyse à l'échelle du site d'après des données de cartes générales (type plans de gestion forestiers) ou des données relevées localement	Forêts en futaie régulière ou taillis	Surface en JP comprise entre 5 et 30 %	0
				Plus de 30 % de JP ou moins de 5 % de JP	-10
	ou problème de régénération (autres cas)		Autres cas	Pas de problème de régénération	0
				Problème de régénération	-10
Bois mort	Quantité à l'hectare de gros arbres morts (diamètre > 35 cm) sur pied ou au sol	Recueil localement et analyse à l'échelle du site (moyenne)	Plus de 6 arbres de 35 cm (ou autre échelle si très gros diamètres soit environ 21 à 200 m ³ /ha de bois mort en moyenne)	0	
			3 à 6 arbres de plus de 35 cm / ha (soit environ 10 à 20 m ³ /ha)	-2	
			1 à 3 arbres de plus de 35 cm / ha (soit 5 à 10 m ³ /ha)	-10	
			Moins d'1 arbre mort de plus de 35cm / ha (soit 0 à 5 m ³ /ha)	-20	
	Présence d'insectes saproxyliques exigeants (Brustel 2004)	Bonus / malus attribué au bois mort selon la présence d'espèces saproxyliques exigeantes.	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		

		Optionnel selon les données et moyens disponibles. Analyse à l'échelle du site.	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
Flore « typique » de l'habitat	Proportion d'« espèces typiques » présentes en moyenne	Recueil par placette puis analyse à l'échelle du site. Listes restant à établir	Plus de 40 % des « espèces typiques » présentes en moyenne	0
			Entre 20 et 40 %	-5
			Moins de 20 %	-10
Atteintes « diffuses dans le site » : Impact des grands ongulés de la surfréquentation, des incendies...	Dégâts sur la végétation dus à l'abrouissement, dommages dus à une surfréquentation humaine, impact des incendies...	Recueil à l'échelle du site (avis de l'opérateur ayant parcouru le site, avis du gestionnaire, études locales, aménagement du gestionnaire)	Atteintes négligeables ou nulles	0
			Atteintes moyennes (ponctuelles, maîtrisées)	-10
			Atteinte(s) importante(s), dynamique de l'habitat remise en cause	-20

Tableau : Grille d'analyse des données (Carnino, 2009)

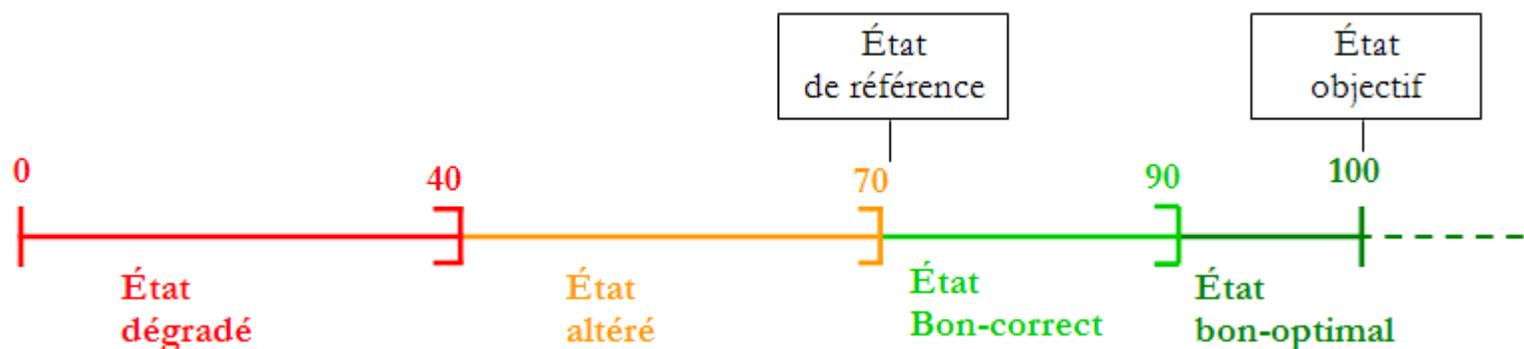


Figure : Axe de correspondance note / état de conservation (Carnino, 2009)

Annexe 11 - Tableaux brutes par habitat des relevés réalisés en mai 2010 en forêt communale de Château-Chalon (39) et en forêt communale de Larrivoire (39)

Légende

Coefficient d'abondance dominance

Échelle de quantité	% de recouvrement
+	très faible
1	moins de 5 %
2	de 5 à 25 %
3	de 25 à 50 %
4	de 50 à 75 %
5	de 75 à 100 %

Strate

A · strate arborée : à partir de 7 m de hauteur

av · strate arbustive : de 50 cm à 7 m de hauteur

h · strate herbacée : de 0 à 50 cm de hauteur

m · strate muscinale : quelques centimètre

9130-5 · Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélisque uniflore (*Galio odorati-Fagetum sylvaticae*) en forêt communale de Château-Chalon (39)

Numéro de relevé		1a	2a	3a	4a	5a	6a	7a	8a	9a	10a	11a	12a	13a	14a	15a	16a	17a	18a	19a	20a	21a
altitude (m)		505	460	450	480	500	510	545	540	540	495	520	520	520	505	500	500	500	490	510	480	490
exposition		E	ENE	ENE	SSW	.	.	.	S	WSW	W	.	E	.	.	WNW
pente (en degrés)		5	<5	<5	8	.	.	.	8	<5	10	.	5	.	.	> 45
date du relevé		17/5/10	18/5/10	18/5/10	18/5/10	18/5/10	18/5/10	19/5/10	19/5/10	19/5/10	19/5/10	20/5/10	20/5/10	20/5/10	20/5/10	20/5/10	20/5/10	20/5/10	20/5/10	21/5/10	21/5/10	21/5/10

Espèces	Strate																						
<i>Acer campestre</i>	A	1	1	1	1	2	1	1	2	1		2		3	2	1						2	3
<i>Acer opalus</i>	A		2	2							1												
<i>Acer platanoides</i>	A																						
<i>Acer pseudoplatanus</i>	A							3															
<i>Alnus glutinosa</i>	A																			2			
<i>Carpinus betulus</i>	A	3	3	3	4	2	4	1	3	2	1	4	4	2	3	2	3	2	1	1	2	3	
<i>Crataegus laevigata</i>	A														+								
<i>Fagus sylvatica</i>	A						2			3	1												3
<i>Fraxinus excelsior</i>	A		2	2	1			1	2		3	2	1	2	4	3	3	3	4	4	3		
<i>Ilex aquifolium</i>	A									1													
<i>Prunus avium</i>	A		2		1	4			1	1				1				3					
<i>Quercus petraea</i>	A	2	3	2	3			1	3	3	3	2	3	1	1	1	2	2	2		3		
<i>Quercus robur</i>	A							1															
<i>Sorbus aria</i>	A		2	1									1	+									
<i>Tilia cordata</i>	A	1						2	1	2											1	1	
<i>Tilia platyphyllos</i>	A				2											4					1		
<i>Ulmus glabra</i>	A									1													

<i>Abies alba</i>	av							+												1			
<i>Abies alba</i>	b							1	1							+							+
<i>Acer campestre</i>	av	+	1		1	2			1	1	2	2	+	2	2	1		1	1	1	2	3	
<i>Acer campestre</i>	b			1	+	2	2					1	1	+	+	1	+	1	1	1	1	1	
<i>Acer opalus</i>	av		2							1			1										
<i>Acer opalus</i>	b										1												
<i>Acer platanoides</i>	b							1	+	+							+						
<i>Acer pseudoplatanus</i>	av	1								1													
<i>Acer pseudoplatanus</i>	b							2	1	1													
<i>Anemone nemorosa</i>	b		+	+	2	2	3	2	3	3	3		+	1	1		1	+	+		1	3	
<i>Aquilegia atrata</i>	b					1	2						+										
<i>Arum maculatum</i>	b	1	1	1	1	1		1	1		+	1	+	1	1	1	1	1	1	+	1	1	1
<i>Asarum europaeum</i>	b				1																		
<i>Betula pendula</i>	b																						
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	b		+	1					1	+			1								1		
<i>Buxus sempervirens</i>	av												3										

<i>Baccharis sempervirens</i>	<i>b</i>												1									
<i>Cardamine pratensis</i>	<i>b</i>							1														
<i>Carex diglata</i>	<i>b</i>																					
<i>Carex flacca</i>	<i>b</i>			1							1		2									
<i>Carex montana</i>	<i>b</i>			1							1											
<i>Carex sylvatica</i>	<i>b</i>	1		1	+	+	1		1	1	1	1	1	2		1	1	2	2	1		
<i>Carex umbrosa</i>	<i>b</i>																					
<i>Carpinus betulus</i>	<i>av</i>	1	3	3	3	2		3	3		2	3	2	3	2	3	3	2	3	2	3	
<i>Carpinus betulus</i>	<i>b</i>			2	2									+		+				1	1	
<i>Comallaria majalis</i>	<i>b</i>									+		1						+				
<i>Cornus mas</i>	<i>av</i>		1			+						1	+	1					1	1		
<i>Cornus mas</i>	<i>b</i>	+	1				+						+			+	+		1	1	+	
<i>Coronilla emerus</i>	<i>b</i>												+						+			
<i>Corylus avellana</i>	<i>av</i>		1	1	+				2		+	+	2	1	1	+	1	2	2		1	2
<i>Corylus avellana</i>	<i>b</i>						+		+	1			+				+	+				
<i>Crataegus laevigata</i>	<i>b</i>							1	1	+									1	1	+	
<i>Crataegus monogyna</i>	<i>b</i>													+					+		+	
<i>Crataegus laevigata</i>	<i>av</i>	2	2	1	+	2	3		1	+	3	2	2	1	2	1	2	+	3		1	2
<i>Crataegus monogyna</i>	<i>av</i>		1			+						+								1		
<i>Daphne laureola</i>	<i>b</i>		+							+								+				
<i>Deschampsia cespitosa</i>	<i>b</i>																					
<i>Deschampsia flexuosa</i>	<i>b</i>		2					1	1				1		1							
<i>Digitalis purpurea</i>	<i>b</i>		2																			
<i>Dryopteris filix-mas</i>	<i>b</i>																					
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	<i>b</i>										+											
<i>Euphorbia dulcis</i>	<i>b</i>										+						+	1				
<i>Eurhynchium striatum</i>	<i>m</i>			1	2																1	
<i>Eronymus europaeus</i>	<i>b</i>		2	1			1		1			+		2	1	+	+				1	
<i>Eronymus europaeus</i>	<i>av</i>											+		1						1		
<i>Fagus sylvatica</i>	<i>av</i>	2						2			2										1	
<i>Fagus sylvatica</i>	<i>b</i>							1	1	1									+			
<i>Fragaria vesca</i>	<i>b</i>		2	1				1				+	+	1		+				+		
<i>Fraxinus excelsior</i>	<i>av</i>	3													1	2					3	
<i>Fraxinus excelsior</i>	<i>b</i>		1	2	1	1		1	1	1	3	3	+	2	1	2	2	2	2		2	
<i>Galium aparine</i>	<i>b</i>													+	+	+					1	
<i>Galium odoratum</i>	<i>b</i>	2	2	2			2	2	1			3	3	+	1	2	2	2	2	1		
<i>Geranium robertianum</i>	<i>b</i>		1	+			+	+												1		
<i>Geum urbanum</i>	<i>b</i>		1	1				1					1	+		+	+	1	+	1	+	
<i>Glechoma hederacea</i>	<i>b</i>	1	+			+	2	2	1							+			+			
<i>Hedera helix</i>	<i>b</i>	5	2	3	3	3		3	3	3	2	3	2	1	4	3	3	4	3	3	3	2
<i>Helleborus foetidus</i>	<i>b</i>		1			+					1	1	+		+					+		
<i>Ilex aquifolium</i>	<i>av</i>	+					1			1	1		+	1						+	1	
<i>Ilex aquifolium</i>	<i>b</i>										+	+			+				+		+	
<i>Lamium strumarium</i>	<i>b</i>	2	1	1			1	1	1			2	1	1	2		2	1			+	
<i>Lathyrus vernus</i>	<i>b</i>			1					+	+												
<i>Ligustrum vulgare</i>	<i>av</i>														1							
<i>Ligustrum vulgare</i>	<i>b</i>		1	2	2	1		+	+	1	1	2	1	2	3	1	1	1	1	2	1	2
<i>Lonicera periclymenum</i>	<i>b</i>												+	1						+		
<i>Lonicera xylosteum</i>	<i>av</i>		1				2						1	1							1	1

<i>Lonicera xylosteum</i>	b		1	1	2	1			+		2		1		1		+		1			
<i>Luçula luçuloides</i>	b			1																		
<i>Luçula pilosa</i>	b					1	1		+								+					
<i>Mercurialis perennis</i>	b								+					+	+	3			+			
<i>Milium effusum</i>	b		1				+	1	+					+		1						
<i>Orchis sp.</i>	b					+					+					+					+	
<i>Ornithogalum pyrenaicum</i>	b							1					1			+						
<i>Paris quadrifolia</i>	b	2				1	2	1	1	1						+	1					+
<i>Phyllitis scolopendrium</i>	b																+					
<i>Phyteuma spicatum</i>	b				1	1		+	1	+		1	1	1		1	+	1	+	1		
<i>Plagiominium affine</i>	m								1													
<i>Plagiominium undulatum</i>	m																					
<i>Poa nemoralis</i>	b											1	1	1	1		+					
<i>Polygonatum multiflorum</i>	b				1	1		1		1				1	1		+	+	1		1	+
<i>Primula elatior</i>	b															1				+		
<i>Primula veris</i>	b		+				1					+	+									
<i>Prunus avium</i>	av										1			1						1		
<i>Prunus avium</i>	b								1	1		+	+	+	1			1		1	1	
<i>Pulmonaria obscura</i>	b								+				+									
<i>Quercus petraea</i>	b	1	1						+	1	2	2		+				+	+			2
<i>Ranunculus auricomus</i>	b								+	+		+		+	1	+			+	+	+	+
<i>Rhytidalephus triquetrus</i>	m		3	2								3										
<i>Ribes alpinum</i>	b		1	1	1	1			+	+	+		+	1	1	3	1	2	1	1	2	1
<i>Ribes uva-crispa</i>	b	1																				
<i>Rosa arvensis</i>	b								1	+	1											+
<i>Rosa canina</i>	av	1												1								
<i>Rosa canina</i>	b		+			1	1				1	+	+	+	1		+	+		1	1	+
<i>Rubus fruticosus aggr.</i>	b		2	2	4	3	2	3	3	3	2	2	1	3	2	1		1		4	4	3
<i>Ruscus aculeatus</i>	b		1									+										
<i>Sambucus racemosa</i>	b						1															
<i>Sorbus aria</i>	av		1	1																		
<i>Sorbus aria</i>	b		1										+	+		+						
<i>Taxus baccata</i>	b																					
<i>Thuidium tamariscinum</i>	m		2			1																
<i>Tilia cordata</i>	av							2	2	1	2											
<i>Tilia cordata</i>	b		1															+				+
<i>Tilia platyphyllos</i>	av																		2			
<i>Ulmus glabra</i>	b																	+				
<i>Veronica chamaedrys</i>	b											1	1			+						
<i>Viburnum lantana</i>	av																					
<i>Viburnum lantana</i>	b																					
<i>Vicia sepium</i>	b		1	1	1	2	1		+	+			+	+	+	+		1		1		1
<i>Viola mirabilis</i>	b		1																			
<i>Viola reichenbachiana</i>	b						1					1							1		2	

9130-6 · Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (*Poa chaixii-Fagetum sylvaticae*) en forêt communale de Château-Chalon (39)

Numéro de relevé	1b	2b	3b	4b	5b	6b	7b	8b	9b	10b	11b	12b	13b	14b	15b	16b	17b	18b	19b	20b
altitude (m)	500	.	500	500	520	525	525	530	505	540	500	500	500	510	500	500	505	510	515	545
exposition	N	N	W	.	WNW	W	S	.	.	NW
pente (en degrés)	10	.	<5	.	7	10	12	.	.	10
date du relevé	17/5/10	17/5/10	17/5/10	17/5/10	17/5/10	17/5/10	18/5/10	18/5/10	18/5/10	19/5/10	19/5/10	19/5/10	19/5/10	20/5/10	21/5/10	21/5/10	21/5/10	18/5/10	18/5/10	19/5/10

Espèces	Strate	1b	2b	3b	4b	5b	6b	7b	8b	9b	10b	11b	12b	13b	14b	15b	16b	17b	18b	19b	20b
<i>Abies alba</i>	A												1						1		
<i>Acer campestre</i>	A													1							+
<i>Acer platanoides</i>	A																				
<i>Acer pseudoplatanus</i>	A							2						1	1						1
<i>Betula pendula</i>	A		2		2												1				
<i>Carpinus betulus</i>	A		4					4	1	2	2	2	2	3	4	4				2	
<i>Fagus sylvatica</i>	A			3	4	2	3				1	3	1				4	4		1	1
<i>Fraxinus excelsior</i>	A							2	3		2								3		2
<i>Prunus avium</i>	A					1	3	1	1						1	1				3	
<i>Quercus petraea</i>	A			3	2	3			1	2	3	4	3	1		1	4	3			
<i>Quercus robur</i>	A		1							1											
<i>Sorbus aria</i>	A																				2
<i>Tilia cordata</i>	A	5	4	2		1		1	3	4	3			3	3			2	3		3
<i>Tilia platyphyllos</i>	A							1													1

<i>Abies alba</i>	av	+						2													
<i>Abies alba</i>	b							3													
<i>Acer campestre</i>	av																		1		
<i>Acer campestre</i>	b	+																		1	
<i>Acer pseudoplatanus</i>	b	1			1	1		1						1	2	2			2		2
<i>Anemone nemorosa</i>	b	4	4	1	4	4	4	4	3	4	3	+	4	4	4	3	+	4	2	3	2
<i>Aquilegia atrata</i>	b																			1	
<i>Arum maculatum</i>	b	1			+	+	1	1		1	1			1		+			1	1	+
<i>Asarum europaeum</i>	b	1	1																		
<i>Betula pendula</i>	b												1								+
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	b														+						1
<i>Cardamine pratensis</i>	b		1		1				+						+		+				
<i>Carex digitata</i>	b																		+		
<i>Carex flacca</i>	b																				+
<i>Carex sylvatica</i>	b	1	1		1	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1				+	1
<i>Carex umbrosa</i>	b																				+
<i>Carpinus betulus</i>	av								3		2	2			2	1		2	2		3
<i>Carpinus betulus</i>	b		1						+	2		+		2		+	1		1		+
<i>Comballaria majalis</i>	b										+						+	1	1		
<i>Corylus avellana</i>	av				2	1		1			2	+			3		1				2
<i>Corylus avellana</i>	b													1				+			
<i>Crateagus laevigata</i>	av	+	+		+						1		+	2		1			3	1	1
<i>Crateagus laevigata</i>	b							1								1					+
<i>Crateagus monogyna</i>	av								2										2		
<i>Deschampsia cespitosa</i>	b																		1		
<i>Deschampsia flexuosa</i>	b																				1
<i>Dryopteris filix-mas</i>	b			1													+				
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	b																		1		

<i>Euphorbia dulcis</i>	<i>b</i>								+												
<i>Eurhynchium striatum</i>	<i>m</i>		1																		
<i>Evonymus europaeus</i>	<i>b</i>							+		1									1		
<i>Fagus sylvatica</i>	<i>av</i>	1		2		2	2		2		1	3			1		3	3			
<i>Fagus sylvatica</i>	<i>b</i>					1		+			1	1				1	1				
<i>Fragaria vesca</i>	<i>b</i>								+												
<i>Fraxinus excelsior</i>	<i>b</i>					+	+		1		+	+	1		1	+		1	+		
<i>Galium odoratum</i>	<i>b</i>	2			2	1	1	+	2	1	2		2	1		2		3	2	2	
<i>Geum urbanum</i>	<i>b</i>															+					
<i>Glechoma hederacea</i>	<i>b</i>	2	+		1											+					
<i>Hedera helix</i>	<i>b</i>	4	2	1	2	1	1	3		3	3	1	3	3	2	3		2	4	5	3
<i>Ilex aquifolium</i>	<i>av</i>			+	1	2			2		+	+				1			1	2	
<i>Ilex aquifolium</i>	<i>b</i>									2	+	1			+				1	+	
<i>Lamium album</i>	<i>b</i>	4	+		3	2	1			1	2		2			2	+		1	1	
<i>Lathyrus vernus</i>	<i>b</i>																				
<i>Ligustrum vulgare</i>	<i>b</i>							1			1									1	
<i>Lonicera xylosteum</i>	<i>b</i>			1						1		+				+			1		
<i>Luzula pilosa</i>	<i>b</i>		+	+	1				1		1	2		1		1		1		1	
<i>Mercurialis perennis</i>	<i>b</i>																			+	
<i>Milium effusum</i>	<i>b</i>														+						
<i>Ornithogalum pyrenaicum</i>	<i>b</i>														2						
<i>Oxalis acetosella</i>	<i>b</i>	2	2		2								2		1	2	+	1			
<i>Paris quadrifolia</i>	<i>b</i>	2	1		2	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2	+	1	1	1	
<i>Phyteuma spicatum</i>	<i>b</i>							1	2	1	1		1	1					+	1	
<i>Plantago undulata</i>	<i>m</i>								1		1									1	
<i>Polygonatum multiflorum</i>	<i>b</i>	1		+					+	+	+	1		+	+				+		
<i>Polytrichum formosum</i>	<i>m</i>			2													+				
<i>Primula elatior</i>	<i>b</i>								1											+	
<i>Prunus avium</i>	<i>av</i>					1															
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	<i>b</i>					+															
<i>Pteridium aquilinum</i>	<i>b</i>								+												
<i>Pulmonaria obscura</i>	<i>b</i>										+										
<i>Quercus petraea</i>	<i>b</i>					2	1	+			1	3			+		1	1			
<i>Quercus robur</i>	<i>b</i>		1																		
<i>Ranunculus auricomus</i>	<i>b</i>									1					+						
<i>Rhynchospora triquetra</i>	<i>m</i>		1						1	1	1	+						2			
<i>Ribes alpinum</i>	<i>b</i>											+								+	
<i>Rosa arvensis</i>	<i>b</i>	+									+									+	
<i>Rosa canina</i>	<i>av</i>					1															
<i>Rosa canina</i>	<i>b</i>					1				+	1										
<i>Rubus fruticosus agg.</i>	<i>b</i>	2	4	2	4	4	4	4	3	4	3	2	2	2	4	4	3	4	2	3	4
<i>Sorbus aucuparia</i>	<i>b</i>			+																	
<i>Stellaria holostea</i>	<i>b</i>				1								2								
<i>Thuidium tamariscinum</i>	<i>m</i>		1					2		1						+		1			
<i>Tilia cordata</i>	<i>av</i>	+				1	1		2	2	3			1			2	1		3	
<i>Tilia cordata</i>	<i>b</i>				1				1				1	1							
<i>Tilia platyphyllos</i>	<i>av</i>							1													
<i>Vicia sepium</i>	<i>b</i>								+					+						1	
<i>Viola biflora</i>	<i>b</i>			1																	
<i>Viola mirabilis</i>	<i>b</i>									1											
<i>Viola reichenbachiana</i>	<i>b</i>				1		2		1	2			1	1		1		1	2		

9130-8 · Hêtraies à Tilleul d'ubac sur sols carbonatés (*Tilio platyphyllo-Fagetum sylvaticae*) en forêt communale de Larrivoire (39)

Numéro de relevé		1c	2c	3c	4c	5c	6c	7c	8c	9c	10c	11c	12c	13c	14c
altitude (m)		830	850	870	870	860	710	730	700	690	700	690	810	820	790
exposition		NW	NW	WNW	NW	NW	NW	WNW	NW	W	W	WSW	NW	NNW	N
pente (en degrés)		22	25	31	30	30	22	37	35	35	24	27	11	15	33
date du relevé		25/5/10	26/5/10	26/5/10	26/5/10	26/5/10	27/5/10	27/5/10	27/5/10	27/5/10	27/5/10	27/5/10	25/5/10	25/5/10	28/5/10

Espèces	Strate														
<i>Abies alba</i>	A	3				2						3	3	4	
<i>Acer campestre</i>	A	1		1										1	
<i>Acer opalus</i>	A								1	2			1		
<i>Acer pseudoplatanus</i>	A							3		2					
<i>Buxus sempervirens</i>	A											+			
<i>Carpinus betulus</i>	A		1	1											
<i>Fagus sylvatica</i>	A	1		1	1		4					3			2
<i>Fraxinus excelsior</i>	A	2		1	2			1	1				1		
<i>Ilex aquifolium</i>	A		1												
<i>Picea abies</i>	A	1	4	4		4	3				4		3	2	4
<i>Quercus petraea</i>	A									1					
<i>Sorbus aria</i>	A											1			
<i>Tilia platyphyllos</i>	A				1			2	3						
<i>Ulmus glabra</i>	A			+						4					

<i>Abies alba</i>	av			+			3	+			1	2		4	
<i>Abies alba</i>	b		+			1			1		+	2	+	1	1
<i>Acer campestre</i>	av				2										1
<i>Acer campestre</i>	b	+			1	+									
<i>Acer opalus</i>	av						+	+					1		
<i>Acer opalus</i>	b						+								
<i>Acer pseudoplatanus</i>	av				1									1	
<i>Acer pseudoplatanus</i>	b				1										1
<i>Aconitum vulparia</i>	b														
<i>Actea spicata</i>	b		+						+	+			+		
<i>Ajuga reptans</i>	b	+													
<i>Allium ursinum</i>	b														
<i>Arabis alpina</i>	b					+									
<i>Arum maculatum</i>	b											+			
<i>Asarum europaeum</i>	b														2
<i>Athyrium filix-femina</i>	b													+	
<i>Berberis vulgaris</i>	b													+	
<i>Buxus sempervirens</i>	av	2	4	3	2	3	3	3	4	4	2	3			
<i>Buxus sempervirens</i>	b		1	1	2	1									
<i>Cardamine heptaphylla</i>	b			1								+			
<i>Cardamine pratensis</i>	b				+										
<i>Carex diginata</i>	b			+								1			
<i>Carex sylvatica</i>	b		+												1
<i>Carpinus betulus</i>	av						+	1	1						
<i>Consollaria majalis</i>	b												+		

<i>Cornus mas</i>	av			1					3						
<i>Cornus mas</i>	h				+			1	2		1		+	+	
<i>Coronilla emerus</i>	av												+		
<i>Coronilla emerus</i>	h						1	1		+					
<i>Corylus avellana</i>	av	1	2		1	3	1	1	3		3	2	2	1	1
<i>Corylus avellana</i>	h		1												
<i>Crataegus laevigata</i>	av												1	1	
<i>Crataegus laevigata</i>	h	1													
<i>Crataegus monogyna</i>	av	+			1										
<i>Crataegus monogyna</i>	h													+	
<i>Daphne mezereum</i>	h										+		1		+
<i>Deschampsia flexuosa</i>	h												1		
<i>Dicranum scoparium</i>	m												+		
<i>Dryopteris filix-mas</i>	h	1	1			1					+				
<i>Euphorbia dulcis</i>	h													1	+
<i>Fagus sylvatica</i>	av	2			1	1	3				1		2	2	2
<i>Fagus sylvatica</i>	h						1					2			
<i>Fragaria vesca</i>	h		+			+					1			+	+
<i>Fraxinus excelsior</i>	av		2		2		1				1			2	
<i>Fraxinus excelsior</i>	h	1		+		1	1		1	+				1	1
<i>Galium odoratum</i>	h	+				1					2		+		
<i>Geranium robertianum</i>	h														
<i>Glechoma hederacea</i>	h												+		
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	h											1			
<i>Hedera helix</i>	h	2	2	2	2	4	2	2	3	2	3	2	2	3	3
<i>Helleborus foetidus</i>	h										1				+
<i>Ilex aquifolium</i>	av													+	+
<i>Lamium galeobdolon</i>	h				+										
<i>Lathyrus vernus</i>	h		1		+		1								
<i>Leucopium vernum</i>	h														
<i>Lonicera nigra</i>	av														
<i>Lonicera periclymenum</i>	av										+			1	
<i>Lonicera xylosteum</i>	av	+			1								1		
<i>Lonicera xylosteum</i>	h		+	+		+	+								
<i>Mercurialis perennis</i>	h		3	4	4	3							2	2	2
<i>Orehis sp.</i>	h	+												+	
<i>Oxalis acetosella</i>	h	1												1	2
<i>Paris quadrifolia</i>	h	1	1		+								1	1	1
<i>Phyllitis scolopendrium</i>	h														
<i>Phyteuma spicatum</i>	h				+										
<i>Picea abies</i>	av					1									
<i>Picea abies</i>	h												+		
<i>Polygonatum multiflorum</i>	h												+		
<i>Polygonatum verticillatum</i>	h												1	+	
<i>Polystichum aculeatum</i>	h		+	+							+				
<i>Primula veris</i>	h				+						1		+		+
<i>Pulmonaria officinalis</i>	h										+				
<i>Quercus petraea</i>	av													+	
<i>Quercus petraea</i>	h						+	+			+	+	+		
<i>Rhynchospora triquetra</i>	m	3									4		1	4	
<i>Ribes alpinum</i>	h				+		1						1	+	
<i>Rosa alpina</i>	av												1		
<i>Rosa canina</i>	h	+					1	1							

9130-12 · Sapinières-hêtraies à Dentaire pennée (*Cardamino heptaphyllae-Abietetum albae*) en forêt communale de Larrivoire (39)

Numéro de relevé		1d	2d	3d	4d	5d	6d	7d	8d	9d	10d	11d	12d	13d	14d	15d	16d	17d	18d	19d
altitude (m)		900	900	850	890	930	900	810	880	890	900	810	810	800	840	900	900	870	950	900
exposition		NNW	NNW	WNW	WNW	NNW	W	WNW	N	N	NNW	NW	N	N	N	NNW	NNW	WNW	NNW	NNW
pente (en degrés)		35	30	26	37	37	22	30	31	33	35	27	27	31	33	40	30	38	40	37
date du relevé		24/5/10	24/5/10	25/5/10	25/5/10	25/5/10	25/5/10	25/5/10	26/5/10	26/5/10	26/5/10	28/5/10	28/5/10	28/5/10	28/5/10	24/5/10	24/5/10	25/5/10	25/5/10	26/5/10

Espèces	Strate																			
<i>Abies alba</i>	A	4	3	4	4	1			3		3	4	2	2	3		3	4		
<i>Acer campestre</i>	A																1		+	
<i>Acer opalus</i>	A								1							2				
<i>Acer pseudoplatanus</i>	A		2		1	2			+							1	3	1	1	2
<i>Betula pendula</i>	A						1													
<i>Fagus sylvatica</i>	A	3	2	3	2		3	4	1	2	1	1			2	3	2	2	2	
<i>Fraxinus excelsior</i>	A	1			2	2	3	2						2		2	1		1	
<i>Picea abies</i>	A						2		3	4	3	1	4	4	3	2			2	4
<i>Quercus petraea</i>	A						2													
<i>Tilia platyphyllos</i>	A					1	1												3	
<i>Ulmus glabra</i>	A															1	2			

<i>Abies alba</i>	av	2			1	1			2	2	2	4	1	3	4					3
<i>Abies alba</i>	b			1	1				+		1	1								
<i>Acer campestre</i>	av						1													
<i>Acer campestre</i>	b							+												
<i>Acer opalus</i>	av																			
<i>Acer pseudoplatanus</i>	av		1	2					+							2	3	1		2
<i>Acer pseudoplatanus</i>	b	+			1	1	+			+	+			+			+	+	1	1
<i>Acemium vulparia</i>	b																1			
<i>Aster spicata</i>	b	+				+	+			+		+			+					
<i>Allium ursinum</i>	b	+	1			1										+	3			
<i>Arabis alpina</i>	b									+										
<i>Arum maculatum</i>	b			1	+	1	1	+				+		1		1		1		
<i>Asarum europaeum</i>	b											1	1	1	1					
<i>Athyrium filix-femina</i>	b												+	+						
<i>Berberis vulgaris</i>	b																			
<i>Buxus sempervirens</i>	av						+													
<i>Cardamine heptaphylla</i>	b	1				2	1	3	+		2				+	1	3	2		
<i>Cardamine pratensis</i>	b	+																		
<i>Carex digitata</i>	b						+								+					+
<i>Carex flacca</i>	b			1																
<i>Carex montana</i>	b			1						+										
<i>Carex sylvatica</i>	b						+							+						
<i>Carpinus betulus</i>	av											2								
<i>Carpinus betulus</i>	b			+																
<i>Convallaria majalis</i>	b			+			+													
<i>Cornus mas</i>	b								+											
<i>Coronilla emeris</i>	av																			

<i>Corylus avellana</i>	av					1	+			1	1	2	2	3		1	1	+	1	1
<i>Corylus avellana</i>	b	+				1				+										
<i>Crataegus laevigata</i>	av																			
<i>Crataegus monogyna</i>	b																			
<i>Daphne mezereum</i>	b																			
<i>Deschampsia flexuosa</i>	b																			
<i>Diarrhena scoparium</i>	m																			
<i>Dryopteris dilatata</i>	b	+																		
<i>Dryopteris filix-mas</i>	b	+	1	+	+	1	+	1	+	1	+	+	1		+	1	+	+		1
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	b	+																		
<i>Euphorbia dulcis</i>	b						+					+								
<i>Fagus sylvatica</i>	av	2		2	2		3	2	2		2	2	1		4	1		2	1	2
<i>Fagus sylvatica</i>	b				+		1	+	+									+	+	
<i>Fragaria vesca</i>	b	+					+													
<i>Fraxinus excelsior</i>	av					2						+								
<i>Fraxinus excelsior</i>	b	2	1	1			1	+			1			+	+	1	1	2	+	+
<i>Galium odoratum</i>	b							+	1	1	1			2	1			1		1
<i>Geranium robertianum</i>	b																			1
<i>Glechoma hederacea</i>	b																			
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	b																			1
<i>Hedera helix</i>	b	+	+	2	+		2	1	2	+		3	3	3	3			1		1
<i>Helleborus foetidus</i>	b	+							+											
<i>Ilex aquifolium</i>	av						+						1					1		
<i>Lamiastrum galeobdolon</i>	b		+				+	+								+	+			
<i>Lathyrus vernus</i>	b					1	+	+		1			1		+					1
<i>Leucopium vernum</i>	b															1	1			
<i>Lonicera nigra</i>	av																	+		
<i>Lonicera periclymenum</i>	av																			
<i>Lonicera xylosteum</i>	av																			
<i>Lonicera xylosteum</i>	b						+					+	+	+	+					+
<i>Mercurialis perennis</i>	b	1	4			3	3	2	1	2	1	4	3	3	3	2	3	3		2
<i>Moeblingia mucosa</i>	b								1	1										
<i>Orchis sp.</i>	b																			
<i>Oxalis acetosella</i>	b							2	2	2	3	1	1	1						
<i>Paris quadrifolia</i>	b	1		1			1	+		+	+	1	1	1	1	1		1		
<i>Phyllitis scolopendrium</i>	b		1													1	1		+	+
<i>Phytoloma spicatum</i>	b						+													
<i>Picea abies</i>	av				1			3												
<i>Picea abies</i>	b							+	+											+
<i>Polygonatum multiflorum</i>	b		1				+	1				+					1			
<i>Polygonatum verticillatum</i>	b	1	+	1			1	1	+	1		1	1	1			1		+	1
<i>Polystichum aculeatum</i>	b															+				
<i>Polystichum aculeatum</i>	b						+		+	+					+					
<i>Prenanthes purpurea</i>	b						+		+			+								
<i>Primula elatior</i>	b						+				+									
<i>Primula veris</i>	b																			
<i>Quercus petraea</i>	av																			
<i>Quercus petraea</i>	b																			
<i>Rhynidiadelphus triquetrus</i>	m																			
<i>Ribes alpinum</i>	b		1				1	1		+			+	+	+	1	1			
<i>Rosa alpina</i>	av																			
<i>Rosa canina</i>	b						1	1												
<i>Rosa pendulina</i>	b																			

<i>Rubus fruticosus aggr.</i>	<i>h</i>			2				1	1		3	2	3	2			1		+
<i>Sambucus nigra</i>	<i>av</i>								1										
<i>Sambucus nigra</i>	<i>av</i>														+	1			
<i>Saxifraga rotundifolia</i>	<i>h</i>									+									
<i>Sesleria caerulea</i>	<i>h</i>										+								
<i>Sorbus aria</i>	<i>av</i>											+							
<i>Sorbus aria</i>	<i>h</i>											1	1						
<i>Sorbus aucuparia</i>	<i>av</i>								+										
<i>Sorbus aucuparia</i>	<i>h</i>	+		+		+		+	1	+	+	1	1	+		+	+		1
<i>Thuidium tamarisinum</i>	<i>m</i>							2		3									
<i>Tilia cordata</i>	<i>av</i>																		
<i>Tilia platyphyllos</i>	<i>av</i>		1			2				1									1 2
<i>Tilia platyphyllos</i>	<i>h</i>	+		+	+	1											+		1
<i>Ulmus glabra</i>	<i>av</i>	1	1	1	+										+				
<i>Ulmus glabra</i>	<i>av</i>														1	2	1		
<i>Ulmus glabra</i>	<i>h</i>														+				
<i>Vicia sepium</i>	<i>h</i>					+			+										
<i>Viola reichenbachiana</i>	<i>h</i>	1		1		1	1				1				+		1		

- Résumé -

L'Union européenne a fait de la dégradation continue des habitats naturels et les menaces pesant sur certaines espèces une préoccupation prioritaire de sa politique environnementale. Deux directives européennes, les directives « Oiseaux » et « Habitats-Faune-Flore » (DHFF), ont été fondatrices d'un réseau écologique européen de sites naturels dédiés à la protection d'habitats naturels et semi-naturels et d'espèces rares, endémiques ou menacées, appelé Natura 2000. L'objectif de cette politique est de garantir le maintien de processus biologiques ou des éléments nécessaires à la conservation des types d'habitats ou des espèces pour lesquelles ils ont été désignés, c'est pourquoi une évaluation de leur état de conservation est nécessaire afin d'établir un état des lieux et de suivre l'évolution des habitats naturels. L'état de conservation des habitats et espèces doit être évalué dans un rapport rendu tous les six ans au niveau biogéographique par obligation communautaire (Art. 17 de la DHFF). Mais au-delà de l'évaluation communautaire, la France doit également évaluer l'état de conservation dans chaque site Natura 2000, conformément au Code de l'environnement.

En 2009, une méthodologie d'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers au niveau du site a été mise en place (Carnino, 2008 et 2009). L'état de conservation d'un habitat naturel se définit comme la somme des influences agissant sur un habitat naturel et ses « espèces typiques » qui peuvent affecter sa distribution naturelle à long terme, sa structure et ses fonctions aussi bien que la survie à long terme de ses « espèces typiques ». L'aspect « espèces typiques » n'avait pu être abordé lors de ces travaux, c'est pourquoi il a fait l'objet du présent rapport.

Nous proposons une 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, au travers de la confrontation entre des « données de référence » et des données recueillies sur le terrain. La méthode proposée ici est constituée de deux étapes. Une étape d'analyse des données et d'ajustement des modèles de distribution d'abondance des espèces par habitat élémentaire, suivie de l'étude des traits d'histoire de vie des espèces retenues. Les informations relatives aux espèces et aux communautés extraites de ces deux phases complémentaires nous ont permis d'essayer de comprendre et de relier le fonctionnement et la structure des habitats étudiés. Cette approche a permis ensuite de sélectionner un « pool » d'espèces constituant la liste d'« espèces typiques » qui participe au diagnostic de l'état de conservation de l'habitat. La méthode est basée sur un ensemble de données concernant la flore vasculaire, mais de nombreux groupes taxonomiques ont été pris en compte lors de la réflexion. L'élaboration de listes d'« espèces typiques » a nécessité le concours de plusieurs disciplines au regard des différents types d'informations recueillies, ce qui constitue une approche assez novatrice.

Nous nous sommes heurtés à un manque de connaissances fondamentales et de références sur lesquelles appuyer nos réflexions. En effet, nous ne pouvons prétendre connaître l'état de conservation référent, notamment en ce qui concerne les habitats forestiers influencés depuis longtemps par des activités humaines, c'est pourquoi au travers de la recherche des « espèces typiques », nous essayons de maintenir ou de restaurer un état où la richesse spécifique dans tous les groupes taxonomiques serait élevée et où les capacités de résilience seraient élevées, un état où nous maximisons les chances que la structure et le fonctionnement de l'écosystème soient bons, et où le réseau d'interactions serait pérennisé.

Pour finaliser et valoriser au mieux les listes, il est important de réfléchir à l'établissement du seuil de présence permettant de savoir que les espèces que nous avons établies comme « typiques » diagnostiquent un bon état de conservation. Les listes émises resteront inutilisables sans seuils.