



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



Référence bibliographique de l'ouvrage :

Maciejewski L., 2010 - Méthodologie d'élaboration des listes d'« espèces typiques » pour des habitats forestiers d'intérêt communautaire en vue de l'évaluation de leur état de conservation. Rapport SPN 2010-12 / MNHN-SPN, Paris, 48 p. + annexes

Téléchargement sur le site de l'INPN :

<http://inpn.mnhn.fr/isb/download/fr/docNatura2000Eval.jsp>

Crédits photographiques de la page de couverture :

- *Fagus sylvatica*, © Philippe Gourdain
- Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix en forêt communale de Château-Chalon (39), © Lise Maciejewski

Crédits photographiques de la 4^e de couverture :

- *Fagus sylvatica*, © Philippe Gourdain
- Forêt communale de Château-Chalon (39) vue du belvédère, © Lise Maciejewski
- Pré et forêt communale de Larrivoire (39), © Lise Maciejewski
- Forêt communale de Château-Chalon (39), © Lise Maciejewski

Remerciements

À Farid Bensettiti du Muséum national d'histoire naturelle (MNHN) pour avoir encadrée cette étude, et pour sa sollicitude et son aide précieuse au quotidien.

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

À Julien Touroult directeur adjoint du Service du patrimoine naturel (SPN) pour son importante participation et son implication dans ce projet, ainsi qu'à Jean-Philippe Sibley, directeur du SPN du MNHN.

À Nathalie Carnino pour son aide et sa disponibilité lors de cette étude.

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 Jacques Bardat du MNHN pour son aide et sa disponibilité.

À 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.

Sommaire

Préambule	3
1. Définitions et contexte de l'étude.....	5
1.1. Évaluation de l'état de conservation	5
1.1.1. Quelques définitions (DHFF).....	5
1.1.2. Évaluation de l'état de conservation des habitats	5
1.1.3. Évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers à l'échelle d'un site	7
1.2. La notion d'« espèces typiques »	9
1.3. Méthode d'étude des communautés végétales.....	11
1.3.1. Phytosociologie, typologies	11
1.3.2. Modélisation de la distribution d'abondance des espèces et traits d'histoire de vie.....	12
2. Méthodologie d'élaboration des listes d'« espèces typiques ».....	13
2.1. Création des « métarelevés ».....	14
2.2. Ajustement des modèles de distribution d'abondance des espèces	15
2.3. Sélection des espèces et étude de leurs autécologies	16
2.3.1. Sélection des données.....	16
2.3.2. Élaboration finale des listes.....	18
3. Cas d'application de la méthode	21
3.1. Modèles de distribution d'abondance des espèces.....	22
3.2. Liste d'« espèces typiques ».....	23
3.3. Évaluation de l'état de conservation des habitats choisis dans les sites	30
4. Généralisation de la méthode.....	32
5. Discussion.....	35
6. Conclusion.....	42
Bibliographie.....	45
Annexes.....	49

Préambule

Depuis plusieurs décennies l'Union européenne a fait de la lutte contre 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 » (79/409/CEE) et « Habitats-Faune-Flore » (92/43/CEE) (DHFF), ont été fondatrices d'un réseau écologique européen de sites 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 afin de contribuer au maintien de la biodiversité. Pour atteindre cet objectif, la DHFF prévoit d'adopter une démarche intégrative, afin de tenir compte des « exigences économiques, sociales et culturelles, et des particularités régionales et locales » (Art. 2 de la DHFF).

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 parallèlement à cette évaluation nationale, l'article R.414-11 du Code de l'environnement (Anonyme, 2008) - qui est la transposition dans le droit français de l'article 6 de la DHFF - impose d'évaluer dans les sites du réseau français, l'état de conservation des 132 habitats naturels et des 156 espèces d'intérêt communautaire représentés. Cet état doit être renseigné dans les documents cadres de gestion élaborés pour chaque site Natura 2000 appelés documents d'objectif.

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 2006-2012, il y a une volonté de développer une méthodologie claire et argumentée pour l'élaboration des listes d'« espèces typiques ».

Bien que l'évaluation à l'échelle nationale soit différente de l'évaluation à l'échelle d'un site, il existe de nombreux parallèles entre ces deux niveaux, notamment en ce qui concerne les définitions. 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 de cette étude.

Nous proposons une méthodologie d'élaboration des listes d'« espèces typiques » à partir d'un ensemble de données de flore vasculaire. La première étape est une phase statistique d'analyse et d'ajustement de modèles de distribution d'abondance des espèces, suivie d'une étape de sélection des espèces et d'étude de leurs traits d'histoire de vie. Nous avons réalisé un cas d'application de cette méthode sur quatre habitats élémentaires des Hêtraies de l'*Asperulo-Fagetum* (9130).

1. Définitions et contexte de l'étude

1.1. Évaluation de l'état de conservation

1.1.1. *Quelques définitions (DHFF)*

La conservation des milieux naturels a pris une valeur juridique avec la publication en 1992 de la directive « Habitats-Faune-Flore » (92/43/CEE), qui a introduit une définition de la notion d'état de conservation. La définition de ce concept et son application concrète font aujourd'hui encore débat, néanmoins le texte de la DHFF reste la référence.

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.

1.1.2. *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) :

- Au niveau biogéographique : en France, l'évaluation concerne 132 habitats et près de 300 espèces sur quatre domaines biogéographiques (alpin, atlantique, continental, méditerranéen) domaine marin compris.
- 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.

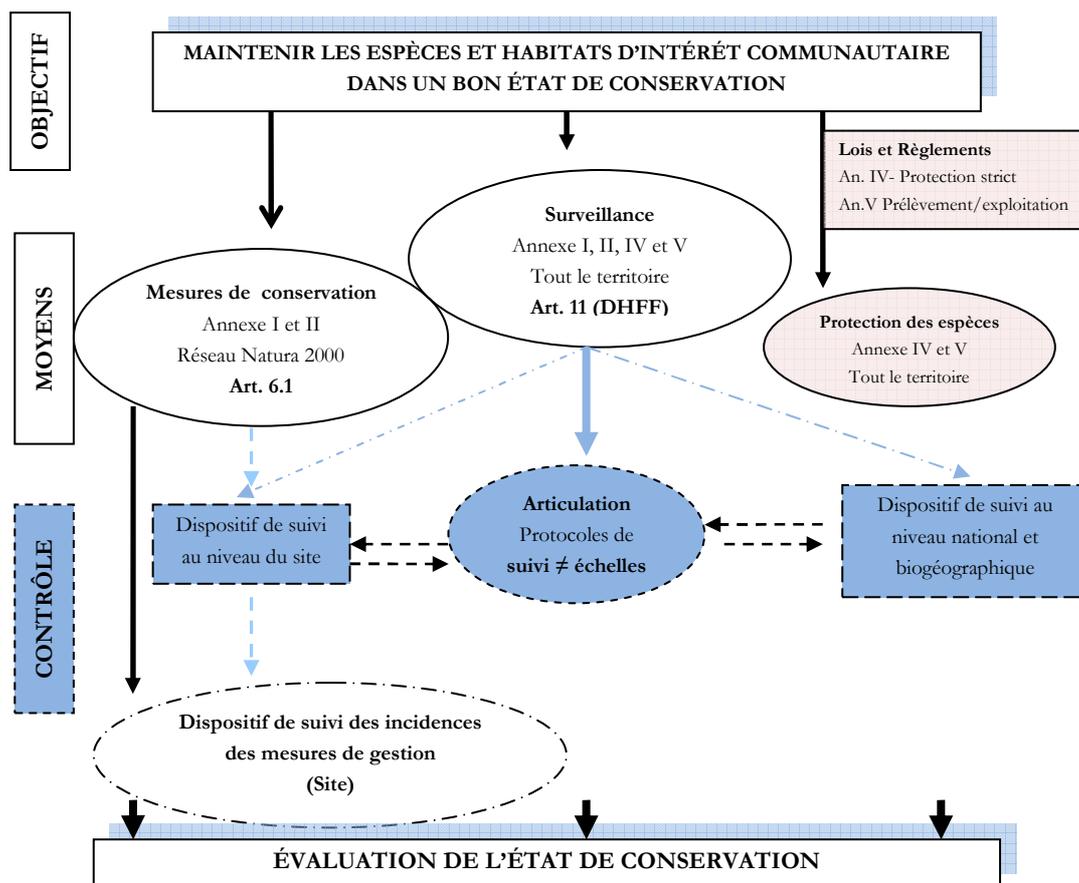


Figure 1 : Dispositif général de l'état de conservation dans le cadre de la directive « Habitats-Faune-flore » (Com. Bensettiti)

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. Ce premier état des lieux s'est fait dans un cadre méthodologique commun pour tous les États membres (European commission, 2005), la première évaluation française a été pilotée par le Muséum national d'histoire naturelle (MNHN). 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 selon la méthode communautaire (Tableau 1).

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.

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

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.

1.1.3. *Évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers à l'échelle d'un site*

L'évaluation de l'état de conservation des habitats au niveau d'un site Natura 2000 revêt deux intérêts principaux :

- Le premier concerne la gestion d'un site. Il s'agit de disposer d'un cadre factuel pour diagnostiquer l'état des composantes d'un site Natura 2000, connaître son évolution et évaluer l'effet des mesures de gestion mises en œuvre. C'est à ce titre que l'évaluation de l'état de conservation fait partie du document d'objectif.
- Le second concerne la mise à disposition de données locales relativement homogènes afin de contribuer à l'évaluation périodique nationale des habitats par zone biogéographique, prévue par l'article 17 de la DHFF (cette évaluation comprend d'autres paramètres à apprécier à une échelle plus vaste).

Il existe un lien fort entre les évaluations de l'état de conservation à l'échelle biogéographique et celles à l'échelle du site, c'est pourquoi la démarche européenne pour l'évaluation demandée par l'article 17 de la DHFF sert de cadre, et les grandes lignes des définitions de la DHFF sont conservées lorsqu'elles s'adaptent à l'échelle du site.

Parmi les paramètres retenus à l'échelle européenne, Nathalie Carnino (2009) n'a utilisé pour évaluer l'état de conservation d'un habitat forestier à un instant t à l'échelle d'un site Natura 2000, que la structure et la fonctionnalité de l'habitat. Ce paramètre sera complété par l'étude des atteintes portées à l'habitat. La surface et les perspectives futures seront prises en compte comme complémentaires à l'évaluation et viendront nuancer l'état de conservation obtenu (Carnino, 2009).

Cette méthode a été développée pour les habitats forestiers en 2008 et 2009 dans le cadre d'un travail conjoint mené entre le Muséum national d'histoire naturelle (SPN) et l'Office national des forêts (DEDD), 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.

Cette méthode consiste à évaluer l'état de conservation d'un habitat naturel en comparant l'entité observée (le type d'habitat) à une ou plusieurs entités de référence pour ce type d'habitat. Diverses 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. Les critères et indicateurs retenus sont en nombre restreint et correspondent notamment aux principaux facteurs de perturbation influençant l'état de conservation des habitats forestiers (choix reposant sur des références bibliographiques et des jugements d'experts) (Carnino, 2009). Cet état est obtenu en comparant les valeurs des indicateurs obtenues pour chaque type d'habitat évalué à des valeurs seuils (Annexe 5). 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, 2009) (Figure 2).

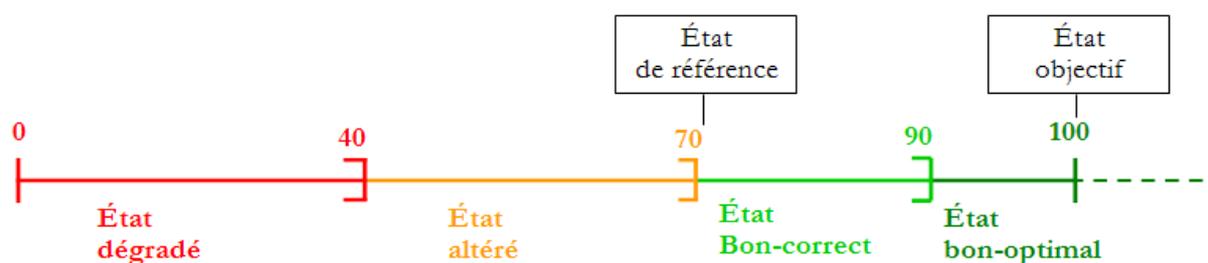


Figure 2 : Axe de correspondance note / état de conservation (Carnino, 2009)

La prise en compte des aspects scientifiques, de la réalité de terrain et du contexte socio-économique a rendu complexe le choix des critères et indicateurs à retenir, et surtout le choix des seuils pour définir l'état de conservation de mauvais à favorable (Carnino et Touroult, 2010).

Il y a deux grands types de paramètres à prendre en compte pour cette évaluation : les atteintes « diffuses dans le site » et les atteintes « lourdes », et la structure et la fonctionnalité de l'habitat. Dans ce dernier critère, on distingue l'intégrité de la composition dendrologique, les très gros arbres vivants, la dynamique de renouvellement, le bois mort (au sol et sur pied), les études directes d'autres taxons typiques (exemple : les insectes saproxyliques. Ce critère est envisagé comme un bonus), et enfin l'état de la flore « typique » de l'habitat (Annexe 5). Le terme « espèces typiques » est cité par la DHFF dans son article 1^{er}, mais n'est pas défini. À l'échelle du site, aucune obligation n'est formulée à ce sujet dans le Code de l'environnement mais afin d'avoir une démarche cohérente et complémentaire entre les échelles de perception locales et nationales (pour pouvoir notamment alimenter l'évaluation nationale), il a été jugé important de prendre également en compte un critère qui renseigne directement l'état du cortège spécifique de l'habitat, et notamment sa flore « typique », plus simple à appréhender directement que les cortèges d'espèces animales et fongiques.

L'objectif de cette étude est d'aborder sur le plan méthodologique une réflexion sur les « espèces typiques » en continuité du travail réalisé par Nathalie Carnino en 2009, et s'inscrivant dans le contexte cité plus haut, et la réflexion épistémologique déjà commencé à ce sujet.

Dans cette méthode d'évaluation (Carnino, 2009), les données concernant les « espèces typiques » seront à renseigner en présence/absence par relevé. L'analyse se fera à l'échelle du site en comparant le nombre moyen d'espèces de cette liste observé sur l'ensemble des relevés au nombre total d'espèces figurant sur cette liste. Ce ratio sera ensuite à comparer à une valeur seuil pour déterminer si l'habitat peut être jugé en bon état au regard de ce critère.

1.2. 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^{er} 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. Les espèces seront choisies dans la flore vasculaire comme préconisé dans la méthode d'évaluation.

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.

1.3. Méthode d'étude des communautés végétales

1.3.1. *Phytosociologie, typologies*

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

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).

La phytosociologie se base exclusivement sur des relevés de terrain. 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) : les strates arborée, arbustive, herbacée et muscinale. Un ou plusieurs coefficients sont attribués à chaque espèce du relevé. Le coefficient d'abondance-dominance est généralement utilisé, c'est une échelle mixte.

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 d'élaboration des listes d'« espèces typiques » n'est pertinent qu'à l'échelle de l'habitat élémentaire dans le sens des cahiers d'habitats, 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.

1.3.2. *Modélisation de la distribution d'abondance des espèces et traits d'histoire de vie*

Modèles de distribution d'abondance des espèces

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).

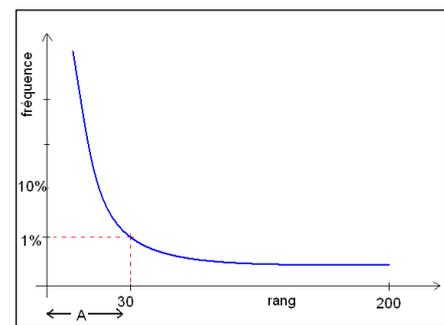


Figure 3 : Exemple de diagramme rang-fréquence

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 avoir une première approche des fonctions des habitats. La modélisation se fait par habitat et par strate. Nous avons choisi quatre modèles de distribution d'abondance différents (les quatre modèles les plus communément utilisés) :

- Modèle de distribution d'abondance géométrique ou modèle de Motomura, 1932 (Annexe 1)
- Modèle de distribution d'abondance lognormal ou modèle de Preston, 1948-1962 (Annexe 2)
- Modèle de distribution d'abondance de MacArthur (bâton brisé), 1957 (Annexe 3)
- Modèle de distribution d'abondance de Zipf-Mandelbrot, 1953 (Annexe 4)

D'autres outils d'étude des communautés végétales sont les indices de diversité. Ils 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).

Les quatre indices de diversité les plus communément utilisés sont :

- Richesse spécifique
- Indice de diversité de Shannon-Weaver
- Indice d'équirépartition de Pielou
- Indice de diversité de Simpson

Traits d'histoire de vie

Les traits d'histoire de vie sont l'ensemble des caractéristiques d'une espèce impliquée dans sa reproduction et sa survie. Ce sont par exemple le vecteur de dissémination pour une espèce végétale, ou l'âge de maturité sexuelle pour une espèce animale. Ces caractéristiques nous renseignent en partie sur les relations que peuvent entretenir les espèces entre elles, que ce soit de la prédation ou du mutualisme par exemple.

2. Méthodologie d'élaboration des listes d'« espèces typiques »

Cette étude s'inscrit dans la continuité du travail d'élaboration de la méthodologie d'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire réalisée par Nathalie Carnino (2009).

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. La clé d'entrée lorsque l'on s'intéresse aux habitats forestiers est intuitivement la végétation. De plus, les relevés de végétation sont les plus simples à réaliser, très standardisés, enfin c'est ce qui a été préconisé par Nathalie Carnino (2009). C'est pourquoi nous nous intéressons à la flore « typique » de l'habitat.

Il existe une base de données phytoécologique appelée EcoPlant (Gégout *et al.*, 2005) créée par l'équipe Écologie Forestière (LERFoB) d'AgroParisTech-ENGREF à Nancy, qui 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). 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). C'est dans cette base de données que nous allons recueillir les informations nécessaires à la constitution des listes d'« espèces typiques ».

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, suivie de l'étude des traits d'histoire de vie des espèces retenues.

2.1. Création des « métarelevés »

La première étape 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 agrégeons les différents relevés provenant d'Ecoplant. Nous les appelons des « métarelevés ». Nous sommions 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 ne peut être évitée. Effectivement, par manque de données pour certains habitats, nous devons utiliser tous les relevés disponibles, quelque soit leurs dates de réalisation.

Pour sommer les relevés correspondant à la même strate et au même habitat, nous appliquons 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 (Tableau 2).

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 %

Tableau 2 : Correspondance entre les échelles de quantité et de quantité moyenne, et le pourcentage de recouvrement

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 modélisation de distribution d'abondance des espèces se fait par habitat, nous trions donc d'abord les relevés par habitat. Ensuite, il est important de travailler par domaine biogéographique, 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 amène à faire un troisième tri sur les relevés, suivi par la concaténation des données à partir de la méthode expliquée plus haut (Figure 4).

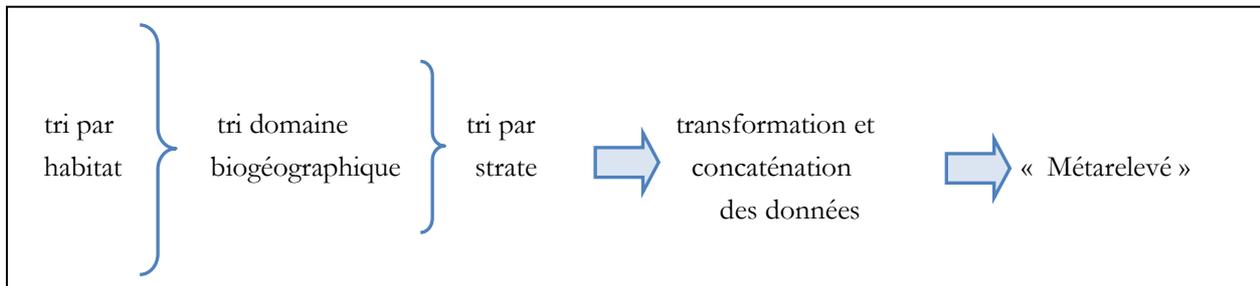


Figure 4 : Schéma des phases de réalisation des « métarelevés » issus des relevés d'EcoPlant

Les « métarelevés » obtenus constituent la « référence ». Nous les considérons ainsi car leurs créations permettent de réunir tous les différents contextes stationnels (écologiques et climatiques) que nous pouvons rencontrer sur le territoire français. Néanmoins, nous ne connaissons pas l'état de conservation de ces relevés. En l'absence d'informations complémentaires, nous ne pouvons qu'utiliser cette base de données ; la meilleure solution aurait été de pouvoir réunir ou réaliser suffisamment de relevés dont l'évaluation de l'état de conservation est connu, pour permettre une comparaison.

2.2. Ajustement des modèles de distribution d'abondance des espèces

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© (R Development Core Team, 2008). Une macro a été mise au point permettant d'obtenir les résultats par « métarelevés », c'est la fonction RAD du package Vegan (Oksanen *et al.*, 2010).

Nous avons choisi les quatre modèles suivants :

- Modèle de distribution d'abondance géométrique (Annexe 1)
- Modèle de distribution d'abondance lognormal (Annexe 2)
- Modèle de distribution d'abondance de MacArthur (Annexe 3)
- Modèle de distribution d'abondance de Zipf-Mandelbrot (Annexe 4)

Chaque modèle est ajusté sur la distribution d'abondance des espèces observée, et le modèle le mieux ajusté est celui retenu. 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. Cette macro nous permet également d'obtenir les indices de diversité par « métarelevés ».

Conclusion

La phase d'analyse des données et d'ajustement des modèles permet grâce à l'étude du modèle ajusté, et par comparaison avec les autres modèles par strate, 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.

2.3. Sélection des espèces et étude de leurs autécologies

2.3.1. Sélection des données

Par habitat et par strate, l'ajustement de modèle de distribution d'abondance permet d'obtenir le rang de chaque espèce ainsi que son coefficient d'abondance modélisé. Le coefficient *phi* appelé coefficient de fidélité est ensuite ajouté en face de chaque espèce, il a été calculé par habitat et par espèce ; il est extrait de la typologie forestière de la France tempérée (Gégout *et al.*, 2007). Nous attribuons 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 choisissons 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 (ces chiffres peuvent être aisément revus).

Il est possible de mettre en place différents seuils pour choisir le groupe d'espèces de travail parmi les espèces de 1^{er} rang. Dans l'exemple d'application que nous avons réalisé, le seuil de sélection des espèces a été plus de 20 % de la richesse spécifique lorsque le nombre d'espèces le permettait, ou bien plus de 50 % de recouvrement du groupe d'espèces choisies par strate. Il est également possible de choisir simplement un nombre d'espèces défini, car ces seuils sont arbitraires.

Enfin, après sélection du groupe d'espèce de travail, nous regroupons différentes données pour chaque espèce, qu'elles soient de type réglementaire, taxonomique ou concernant ses traits d'histoire de vie (Tableau 3).

Données	Sources
Strate	EcoPlant (Gégout <i>et al.</i> , 2005)
Rang	Résultats de nos travaux
Espèce caractéristique au sens phytosociologique	Relevés d'auteurs
	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)
	MNHN (INPN, 2010)
Niveau de protection national	ETC/BD (2010)
Considérée comme « typique » par un ou plusieurs États membres lors de l'évaluation en 2007	Flore forestière française (Rameau <i>et al.</i> , 1993)
Famille	ONF, IFN (Marchal, 2009)
Appartenance au cortège des forêts anciennes	Flore forestière française (Rameau <i>et al.</i> , 1993)
Propriétés ou usages	
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 3 : Liste des données utilisées pour déterminer les « espèces typiques » avec leurs sources

Cette liste n'est évidemment pas exhaustive en ce qui concerne les données. Par exemple, nous n'avons pas pris en compte la monoécie/dioécie des espèces. Il serait également très intéressant de savoir par qui peuvent être consommées ces espèces. Les sources de données sont également non exhaustives. Par contre il est important que, si une source est identifiée pour une donnée elles soient utilisées pour toutes les espèces.

2.3.2. *Élaboration finale 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 flore vasculaire, 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.* discussion), 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 essayons 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 5)

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
- Poids moyen de ses graines

3. Mycorhization et propriétés et usages

- Type de mycorhization
- Propriétés ou usages

4. Type biologique

- Type biologique de Raunkier



Figure 5 : Faîne de hêtre (<http://img.over-blog.com/560x594/1/05/11/92/Fruits/Faines-du-hetre-2.jpg>)

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

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 essayons 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. Dans la partie suivante, nous avons appliquée cette méthode à quelques habitats élémentaires des Hêtraies de l'*Asperulo-Fagetum* (9130) avec une fiche associée résumant la réflexion qui a été menée pour aboutir à cette liste pour chaque habitat.

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

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.

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 sont 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 » peuvent se retrouver dans les listes proposées pour plusieurs habitats élémentaires. Ceci se justifie facilement, car l'Union européenne demande à ses États membres une évaluation et donc une liste d'« espèces typiques » par habitat générique, ainsi 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 est menée en considérant le groupe d'espèces ensemble, et non les espèces prises individuellement.

Conclusion

Grâce à l'étude des traits d'histoire de vie des espèces sélectionnées, nous mettons 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 potentiellement présents associés à l'habitat et les capacités de résilience de l'habitat.

3. Cas d'application de la méthode

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), 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.

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 pouvons tirer de l'étude de la structure et du fonctionnement des habitats choisis.

La préparation de la phase de terrain a été primordiale dans le choix des habitats à étudier. Nous 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. 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) (Figure 6 et annexes 6 et 7), où nous avons étudié quatre habitats élémentaires des Hêtraies de l'*Asperulo Fagetum* (9130) :

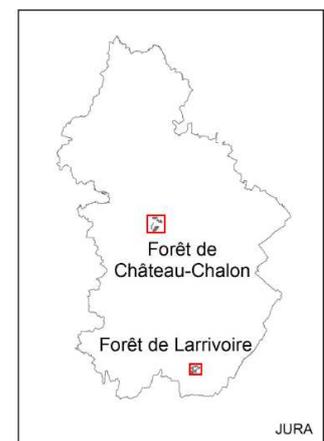


Figure 6 : Carte de situation des forêts étudiées dans le Jura (39) (Carnino, 2008)

- les Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélisse uniflore (*Galio odorati-Fagetum sylvaticae*) (9130-5) (Figure 7),
- les Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (*Poa chaixii-Fagetum sylvaticae*) (9130-6),
- 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 synonymes, ce qui n'est pas le propos de cette étude, les problèmes de détermination relatifs à ces habitats ont été pris en compte lors de ce travail, notamment lors de la phase de terrain.

3.1. Modèles de distribution d'abondance des espèces

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 Mélisque 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 Mélisque 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.

Treize modèles ajustés sur les « métarelevés » de référence 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 qui peuvent parfois être très nombreux, 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. Par contre, les « métarelevés » réalisés à partir des relevés du 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, mais ceci s'explique car les contextes de ces forêts étaient assez particuliers. Ces modèles nous ont renseigné sur la structure et le fonctionnement des habitats, mais nous ont permis également de sélectionner les espèces pour la deuxième étape (Tableau 4).

Habitat	Strate arborée	Strate arbustive	Strate herbacée	Seuil de sélection des espèces de
				1 ^{er} rang
9130-5	3	6	18	50 % du recouvrement
9130-6	2	3	15	50 % du recouvrement
9130-8	3	5	19	20 % de la richesse spécifique
9130-12	3	5	26	20 % de la richesse spécifique

Tableau 4 : Nombre d'espèces sélectionnées par habitat et par strate, et méthode de sélection

Nous avons également calculé différents indices de diversité, cela était une piste à explorer, mais qui a été peu informative 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 (qui reste très similaire pour chaque habitat et chaque strate). Par contre, nous avons effectué un « test des rangs signés » qui 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, les habitats élémentaires au sein d'un habitat générique sont assez similaires.

Les informations que nous avons retenues suite à l'ajustement de modèles de distributions d'abondance ne suffisaient pas pour l'élaboration de listes d'« espèces typiques ». Ces résultats ont souligné la nécessité d'ajouter des informations afin d'infirmer ou de confirmer le rôle fonctionnel de ces espèces, c'est pourquoi nous avons recherché des informations de type réglementaire, taxonomique ou concernant les traits d'histoire de vie des espèces.

3.2. Liste d'« espèces typiques »

Voici un exemple de tableau (Tableau 5) regroupant les informations choisies relatives à chaque espèce candidate à être « espèce typique » des Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélisque uniflore (9130-5) (Figure 7).

Légende

Espèce Espèce retenue comme « typique » de l'habitat

Espèce Espèce non retenue comme « typique » de l'habitat

Pour les sources des données, se référer au tableau 3 p. 17

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



Figure 7 : Hêtraies-Chênaies à Aspérule odorante et Mélisque uniflore (9130-5) en forêt communale de Château-Chalon

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			

Tableau 5 (1^{ère} partie) : Données par espèces candidates à être « typiques » pour les Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélisque uniflore (9130-5)

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	

Tableau 5 (2^e partie) : Données par espèces candidates à être « typiques » pour les Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélisque uniflore (9130-5)

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		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

Tableau 5 (3^e partie) : Données par espèces candidates à être « typiques » pour les Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélisque uniflore (9130-5)

Fiche « espèces typiques »

Nous présentons ici la fiche « espèces typiques » pour les Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélique uniflore (*Galio odorati-Fagetum sylvaticae*) (9130-5), les fiches pour les trois autres habitats étudiés se trouvent en annexe 8. On y trouve la liste d'« espèces typiques », 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. Au cours de l'élaboration de la liste nous avons essayé de maximiser la variance de chacune des caractéristiques choisies présentées dans le tableau précédent.

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 8 : 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 9). 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 9 : 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.

* * * * *

3.3. 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 Nathalie 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 Nathalie 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 5).

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 6) :

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 6 : 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 7):

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 7 : 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 8):

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 8 : 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 9):

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 9 : 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 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, mais l'on peut également envisager que cela confirme que le critère « espèces typiques » n'est pas redondant avec les autres critères de la méthode d'évaluation, et donc qu'il a parfaitement sa place au sein de la méthode. On peut aussi envisager que s'il est un indicateur de l'état de conservation fiable, il 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.* §discussion), 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 Nathalie 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.

4. Généralisation de la méthode

Cette méthodologie a été mise en place pour participer à l'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers. Néanmoins, ceci est la première réflexion menée sur la question des « espèces typiques », c'est pourquoi dans le tableau suivant nous avons voulu réfléchir à la généralisation de cette méthode à d'autres grands types d'habitats (Tableau 10).

Légende

- ! Possibilité d'application à ce grand type d'habitat à étudier cas par cas
- ✓ Applicable à ce grand type d'habitat

Méthodologie d'élaboration des listes d'« espèces typiques » pour des habitats forestiers d'intérêt communautaire	Généralisation de la méthode à d'autres grands types d'habitat	Exemples (uniquement à titre informatif)
Définition des "espèces typiques"	Généralisation possible à tous types d'habitats	Habitats côtiers ✓ Habitats humides ✓ Habitats agropastoraux ✓ Habitats rocheux ✓
Recherche des "espèces typiques" dans la flore vasculaire	Généralisation possible dans les habitats où la flore est très structurante. Souvent la flore est utilisée dans la détermination des habitats, on peut donc penser que les espèces de la flore vasculaire doivent être au moins une des composantes de la liste d' « espèces typiques »	Habitats côtiers ! Habitats humides ✓ Habitats agropastoraux ✓ Habitats rocheux !
Utilisation de la phytosociologie pour étudier les communautés végétales	Applicable pour les habitats où CORINE Biotopes est basée sur le classement phytosociologique. Pas applicable aux habitats non végétalisés	Habitats côtiers ! Habitats humides ✓ Habitats agropastoraux ✓ Habitats rocheux !
Postulat : 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	À vérifier au cas par cas, certaines espèces peuvent être inféodées à des habitats de manière quasi permanente sans pour autant être présente en grand nombre et peuvent donc être « typiques »	Habitats côtiers ! Habitats humides ! Habitats agropastoraux ! Habitats rocheux !
Étude des traits d'histoire de vie des espèces	Applicable à tous les habitats, quelque soit le groupe taxonomique et le choix opéré pour sélectionner les espèces (selon disponibilité de la donnée -très important !-), car ce sont les informations les plus intéressantes que nous pouvons avoir concernant les espèces présentes dans les habitats	Habitats côtiers ✓ Habitats humides ✓ Habitats agropastoraux ✓ Habitats rocheux ✓
Recherche des liens que les espèces entretiennent entre elles au travers de l'étude des traits d'histoire de vie	Doit être appliqué partout : nous nous intéressons au fonctionnement de l'habitat avec tous les groupes taxonomiques qui peuvent lui être associés, les informations relatives aux relations que les espèces entretiennent entre elles sont primordiales dans la compréhension d'un écosystème	Habitats côtiers ✓ Habitats humides ✓ Habitats agropastoraux ✓ Habitats rocheux ✓

Méthode multicritère	Applicable à tous les habitats : plus on multiplie les approches et les points de vue, plus les conclusions sont étayées	Habitats côtiers ✓ Habitats humides ✓ Habitats agropastoraux ✓ Habitats rocheux ✓
Comparaison avec le " dire d'experts "	Doit être appliqué partout (pour l'instant le "dire d'experts" est le seul point de comparaison que nous ayons)	Habitats côtiers ✓ Habitats humides ✓ Habitats agropastoraux ✓ Habitats rocheux ✓
Application du principe de précaution	Doit être appliqué partout : en l'absence de connaissances formelles en ce qui concerne les états référents, nous devons appliquer le principe de précaution	Habitats côtiers ✓ Habitats humides ✓ Habitats agropastoraux ✓ Habitats rocheux ✓

Tableau 10 : Possibilités de généralisation de la méthode à d'autres grands types d'habitat

Une partie de l'analyse statistique a constitué en l'ajustement de modèles de distribution d'abondance des espèces et le calcul d'indices de diversité. Ces opérations n'ont pas prouvés leur efficacité dans le contexte de cette étude, c'est pourquoi elles ne figurent pas dans ce tableau. Néanmoins, elles pourraient peut-être prouver leur efficacité dans d'autres types d'habitats, avec d'autres espèces. Nous espérons pouvoir un jour trouver le modèle de distribution d'abondance attestant d'un bon ou mauvais état de conservation de l'habitat, ou l'indice de diversité de l'état de conservation référent. Ces pistes de réflexion restent à suivre.

5. Discussion

Cette étude s'inscrit dans la continuité du travail d'élaboration de la méthodologie d'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers d'intérêt communautaire réalisée par Nathalie Carnino (2009).

Le problème sémantique

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 donné 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.

Une approche novatrice

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, 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 recourent.

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 Nathalie 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 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, argumentée, et améliorée.

Manque de connaissances et prise en compte du contexte local

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 l'application 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.

Efficacité de la méthode

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 étudiés 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 5), 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 » n'est pas redondant avec les autres critères de l'évaluation, et 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.

Des postulats à commenter

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. 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 ensuite comparer ces relevés.

Limite de la réflexion sur la typicité des habitats forestiers

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 Hétraies 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.

Principe de précaution

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.

Généralisation de la méthode

On peut remarquer que les seuls aspects de la méthode posant problème pour une éventuelle généralisation de la méthode à d'autres grands types d'habitat concernent l'utilisation de donnée de la flore vasculaire. Cela s'explique très bien pour les grands types d'habitats dont la détermination et la structuration ne sont pas faites en premier lieu par la végétation, mais plus par exemple par les caractéristiques stationnelles comme les habitats côtiers. Néanmoins, la majeure partie de cette méthodologie est applicable à d'autres habitats, et en premier lieu la définition. La méthode peut entièrement être appliquée à d'autres groupes taxonomiques (selon la disponibilité des données), et dans le même objectif.

Les grand principes sont applicables, mais cette méthode devra subir des évolutions afin d'être applicable partout.

6. Conclusion

Nous avons présenté dans le cadre de cette étude 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 5). 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.

Nathalie 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 nos seuils et 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.), 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.

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.

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 - 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.), 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.) 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*, LXII, 2-2010, pp. 127-140.

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.

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.

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 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, 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.

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

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.

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.), SONNENSCHNEIDER (M.), POSCHLOD (P.), VAN GROENENDAEL (J.M.), KLIMES (L.), KLIMESOVÁ (J.), KLOTZ (S.), RUSCH (G.M.), HERMY (M.), ADRIAENS (D.), BOEDELDTJE (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.

MACIEJEWSKI (L.), 2010 – Méthodologie d'élaboration des listes d'« espèces typiques » pour des habitats forestiers d'intérêt communautaire en vue de l'évaluation de leur état de conservation. Application à quatre habitats élémentaires des Hêtraies de l'*Asperulo-Fagetum* (9130). Mémoire de fin d'études - AgroParisTech-ENGREF / MNHN-SPN. Paris, 114p. (Téléchargement sur le site d'AgroParisTech <http://www.agroparistech.fr/>)

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.

OKSANEN (J.), GUILLAUME BLANCHET (F.), KINDT (R.), LEGENDRE (P.), O'HARA (R. B.), SIMPSON (G. L.), SOLYMOS (P.), (M. H. H.) et WAGNER (H.), 2010. Vegan: Community Ecology Package. R package version 1.17-4. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>

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.

R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2008. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>

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.), 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.

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

Annexe 6 – Carte des habitats élémentaires en forêt communale de Château-Chalon (39)

Annexe 7 – Carte des habitats élémentaires en forêt communale de Larrivoire (39)

Annexe 8 – Fiches d'« espèces typiques » par habitats élémentaires étudiés

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 appropriées,
- 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).

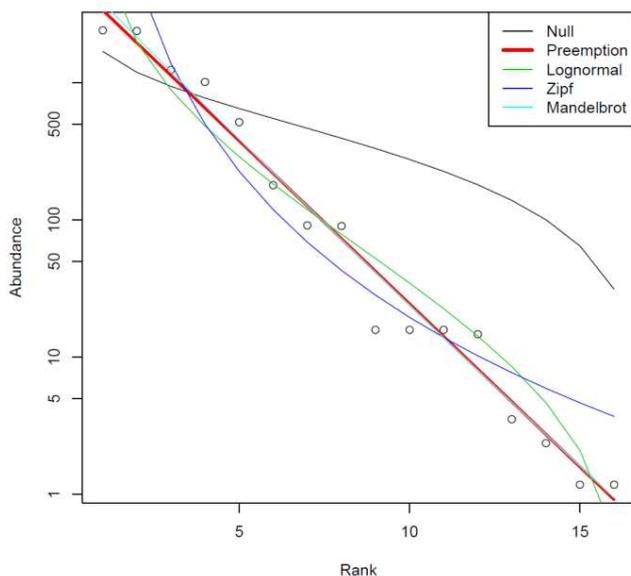


Figure 10 : Graphique d'exemple de modèle géométrique ajusté (rang en abscisse, abondance en ordonnée)

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).

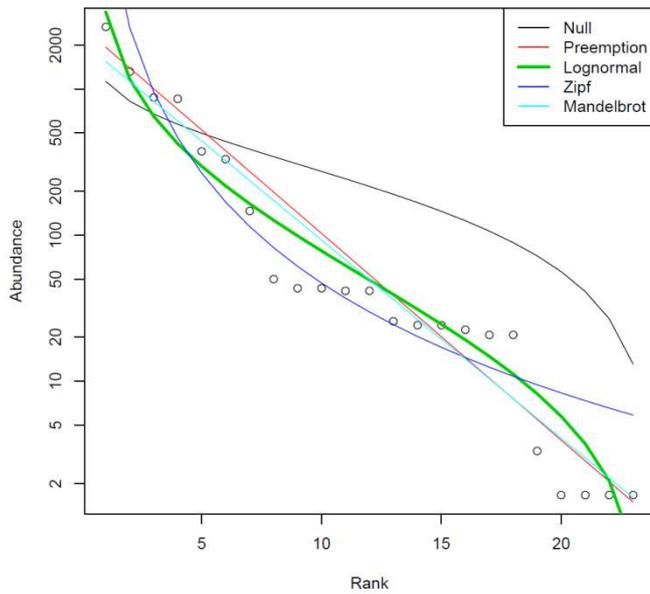


Figure 11 : Graphique d'exemple de modèle lognormal ajusté (rang en abscisse, abondance en ordonnée)

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).

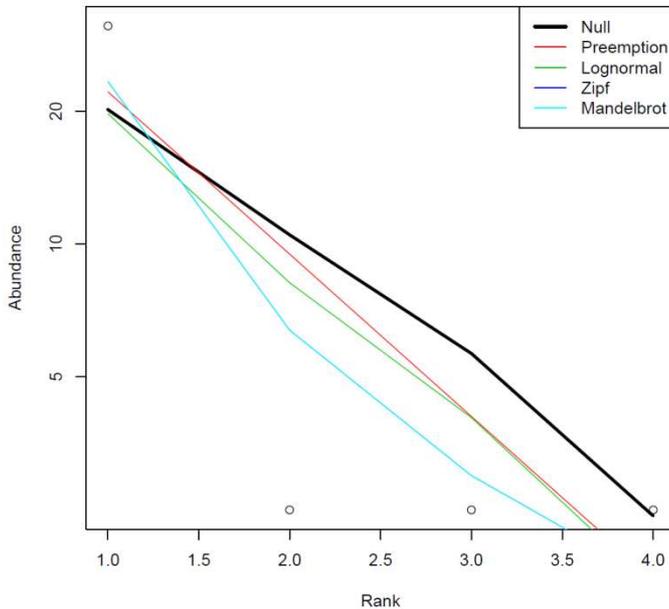


Figure 12 : Graphique d'exemple de modèle de MacArthur ajusté (rang en abscisse, abondance en ordonnée)

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 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.

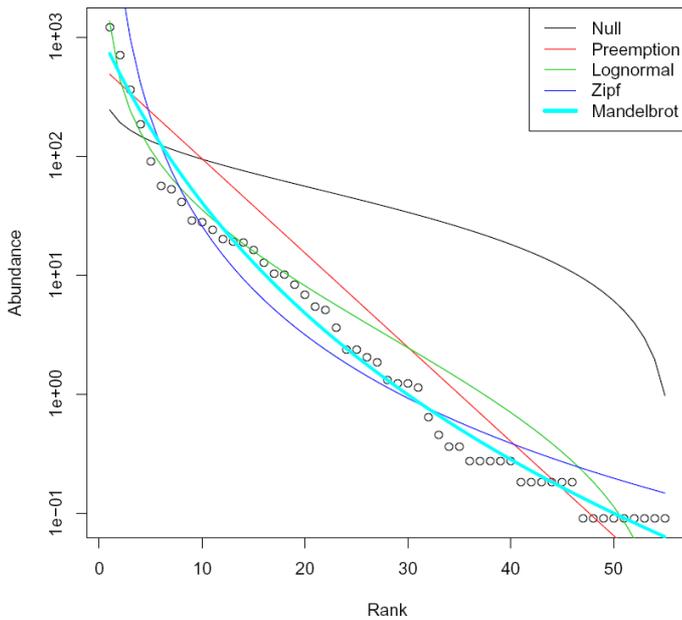


Figure 13 : Graphique d'exemple de modèle de Zipf-Mandelbrot ajusté (rang en abscisse, abondance en ordonnée)

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

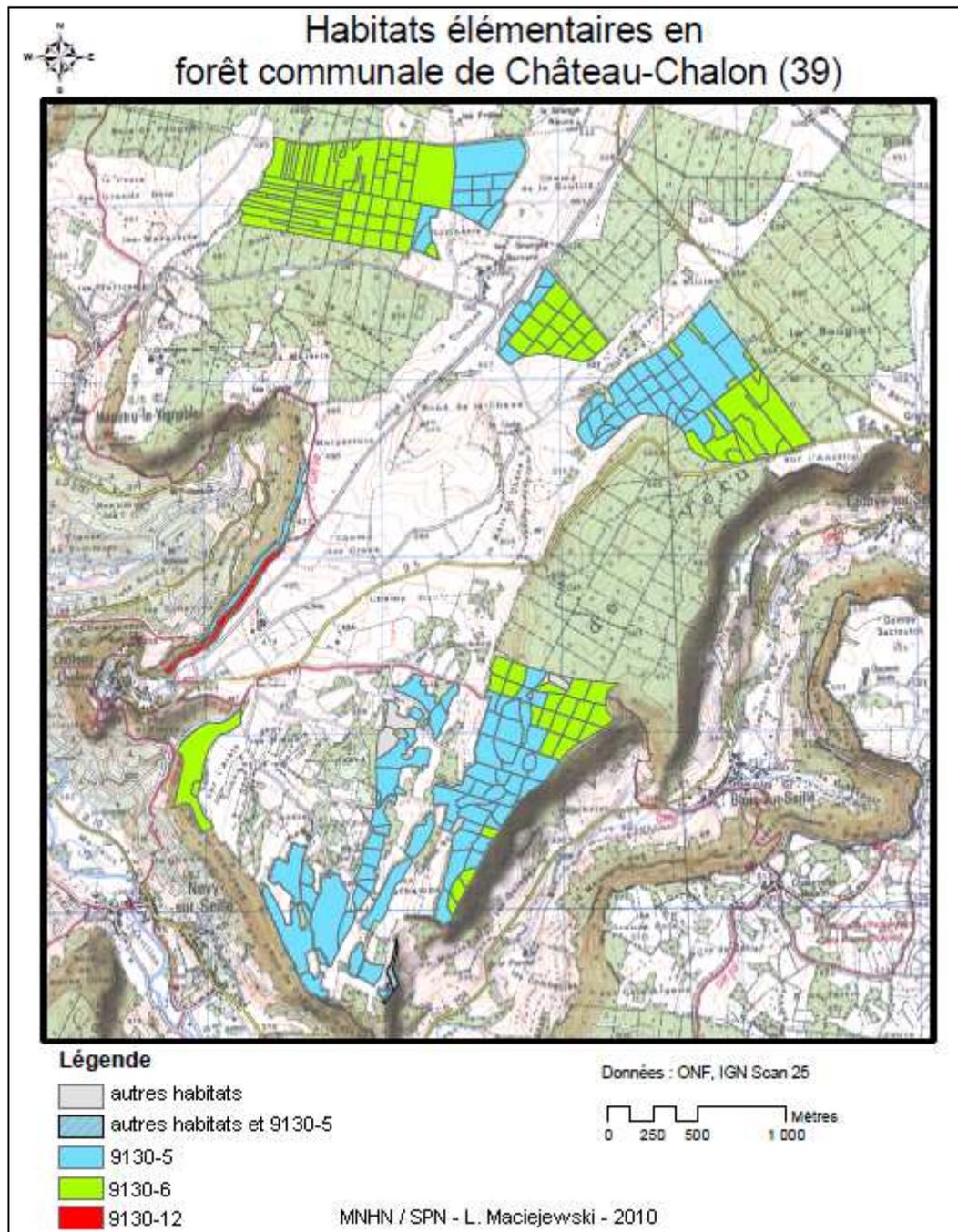
Critère	Indicateur		Modalité	Valeur	
Intégrité de la composition dendrologique	% de recouvrement d'essences non typiques de l'habitat	Recueil localement (par placette) et analyse à l'échelle du site par calcul de la moyenne des % d'essences et de recouvrement de l'atteinte	Aucune essence non typique 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	
			15 à 30 % d'essences non typiques <u>ou</u> 15 à 30 % d'atteinte(s)	-30	
Atteintes « lourdes » : espèces exotiques envahissantes, dégâts au sol, perturbations hydrologiques...	% de recouvrement de l'atteinte		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) ou problème de régénération (autres cas)	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
			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	Bonus / malus attribué au bois mort selon la	Plus de 5 espèces très exigeantes (indice fonctionnel + indice patrimonial >=5)	+2	

	saproxyliques exigeants (Brustel 2004)	présence d'espèces saproxyliques exigeantes. Optionnel selon les données et moyens disponibles. Analyse à l'échelle du site.	Présence d'espèces exigeantes : 1 à 4 espèces à $I_p+I_f \geq 5$ et plus de 5 espèces à $I_p+I_f \geq 4$	0
			Des prospections poussées n'ont pas permis de trouver d'espèces exigeantes : 0 espèces $I_p+I_f \geq 5$ et moins de 5 espèces $I_p+I_f \geq 4$	-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'abrutissement, 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 11 : Grille d'analyse des données (Carnino, 2009)

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

La cartographie des habitats élémentaires a été réalisée par l'ONF sur la base d'une typologie des habitats forestiers jurassienne (Le Jean *et al.*, 2002)



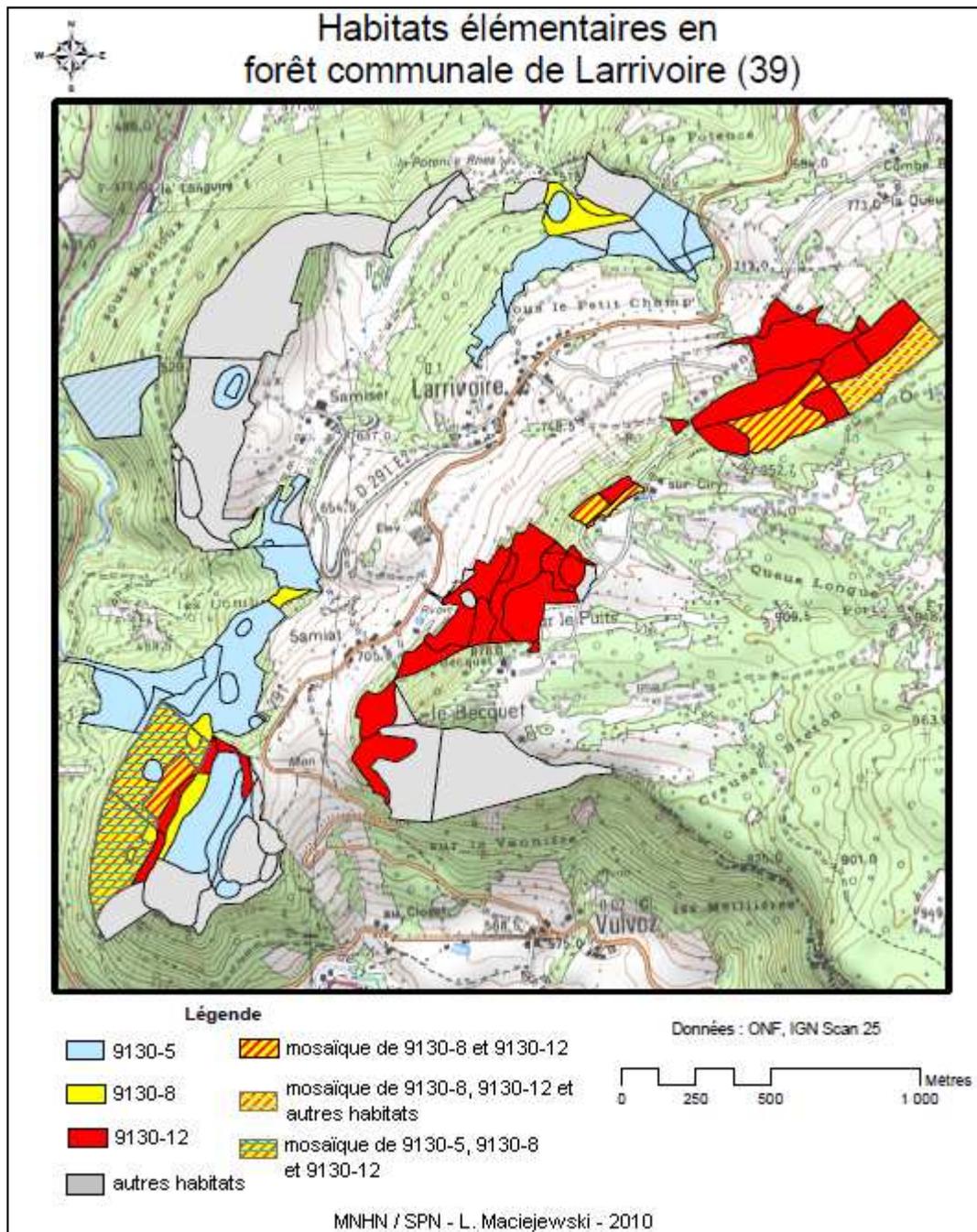
9130-5 · Hêtraies-chênaies à Aspérule odorante et Mélisque uniflore (*Galio odorati-Fagetum sylvaticae*)

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

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

Annexe 7 - Carte des habitats élémentaires en forêt communale de Larrivoire (39)

La cartographie des habitats élémentaires a été réalisée par l'ONF sur la base d'une typologie des habitats forestiers jurassienne (Le Jean *et al.*, 2002)



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 8 : Fiches d' « espèces typiques » par habitats élémentaires étudiés

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*)

9130-6 · Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix

Poa chaixii-Fagetum sylvaticae

« Espèces typiques »

« Espèces typiques »
<i>Quercus petraea</i>
<i>Fagus sylvatica</i>
<i>Hedera helix</i>
<i>Anemone nemorosa</i>
<i>Lamium galeobdolon</i>
<i>Milium effusum</i>
<i>Galium odoratum</i>
<i>Convallaria majalis</i>
<i>Lonicera periclymenum</i>
<i>Luzula luzuloides</i>
<i>Deschampsia cespitosa</i>



Figure 14 : Carte d'aire de répartition des Hêtraies-chênaies à Pâturin de chaix (Extrait des cahiers d'habitats, Benseititi *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 15) 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 periclymenum* 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 15 : 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 16 : 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 17) 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 17 : 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>Lamiasium galeobdolon</i>
<i>Fragaria vesca</i>
<i>Ribes alpinum</i>
<i>Mercurialis perennis</i>
<i>Rosa pendulina</i>



Figure 18 : 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 mésafaunique 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 19) et *Lamiasium 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 19 : 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.

* * * * *



Les « espèces typiques » font partie des indicateurs permettant de qualifier le bon état de la structure et du fonctionnement d'un habitat au titre de la directive « Habitats-Faune-Flore ».

Cette étude s'inscrit dans la continuité du travail d'élaboration d'une méthodologie d'évaluation de l'état de conservation des habitats forestiers (Carnino, 2008 et 2009). On propose une méthode d'élaboration des listes d'« espèces typiques » pour des habitats forestiers d'intérêt communautaire. Nous l'avons appliqué à quatre habitats élémentaires des hêtraies de l'*Asperulo-Fagetum* (9130).

La méthode proposée est constituée de deux étapes :

- Une analyse des données de la flore vasculaire et d'ajustement des modèles de distribution d'abondance des espèces par habitat élémentaire, avec sélection d'un ensemble d'espèces candidates.
- Puis, l'étude des traits d'histoire de vie des espèces sélectionnées afin de retenir un « pool » d'espèces qui maximise la potentialité de la richesse spécifique des groupes taxonomiques associés à l'habitat et les capacités de résilience de cet habitat.

Ces espèces forment la liste d'« espèces typiques » qui participe au diagnostic de l'état de conservation.

L'avantage 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.