

Etat de l'art des connaissances scientifiques actuelles concernant la mise en place de la Trame verte et bleue en milieu forestier



Mémoire de fin d'études

Marie Cipièrè Promotion GMN 2011-2012 AgroParisTech-ENGREF
Encadrée par **Natacha Massu** (GIP Ecofor)
Tutorée par **Damien Marage** (AgroParisTech)

Septembre 2012

Crédit photo page de couverture : © Franck Lechenet

FICHE SIGNALÉTIQUE D'UN TRAVAIL D'ÉLÈVE DE LA FIF

| | |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--------------------------------------------------------------------------|
| Formation des ingénieurs forestiers de l'ENGREF Agro Paris Tech | TRAVAUX D'ÉLÈVES |
| TITRE : Etat de l'art des connaissances scientifiques actuelles concernant la mise en place de la Trame verte et bleue en milieu forestier | Mots clés : Trame verte et bleue, forêt, changement climatique |
| AUTEUR(S) : Marie Cipièrè | Promotion : GMN 2011-2012 |
| Caractéristiques : --- volumes ; --- pages ; --- figures ; --- annexes ; --- cartes ; bibliographie. | |

| | | |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------|
| CADRE DU TRAVAIL | | |
| ORGANISME PILOTE OU CONTRACTANT : GIP Ecofor | | |
| Nom du responsable : Fonction : Natacha Massu (chargée de mission) | | |
| Nom du correspondant ENGREF (pour un stage long) : Damien Marage | | |
| Tronc commun <input type="checkbox"/> Option <input type="checkbox"/> D. d'approfondissement <input checked="" type="checkbox"/> | Stage en entreprise <input type="checkbox"/> Stage à l'étranger <input type="checkbox"/> Stage fin d'études <input checked="" type="checkbox"/> Date de remise : | Autre <input type="checkbox"/> |
| Contrat avec Gref Services Nancy <input type="checkbox"/> OUI <input checked="" type="checkbox"/> NON | | |

| | |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|--|
| SUITE À DONNER (réservé au service des études) | |
| <input type="checkbox"/> Consultable et diffusable <input type="checkbox"/> Confidentiel de façon permanente <input type="checkbox"/> Confidentiel jusqu'au / / , puis diffusable | |

Résumé

La Trame verte et bleue est un outil qui tend à favoriser la libre circulation des espèces au travers des paysages. Cet outil d'aménagement du territoire s'inscrit dans une démarche de protection de la biodiversité. La fragmentation des milieux forestiers dans ce mémoire pose la question de l'état des lieux des connaissances scientifiques du point de vue de la dispersion et de la migration des espèces animales et végétales dans un contexte de changement climatique. Ce mémoire pose aussi les limites de la TVB évoquées lors d'entretiens ou bien posées dans la littérature.

Abstract

Green infrastructures are a tool which tends to encourage free circulation of species through landscape. This territory development tool fit into the scheme of biodiversity's protection. Environment splitting up and more particularly forest environment, in this report, set the question of scientific knowledge about dispersion and migration of animal and plant species in a climate change context. This report also lists the limits of green infrastructures mentioned during interviews or in literature.

Remerciements

En premier lieu, je tiens à remercier le GIP Ecofor de m'avoir choisie et accueillie pour effectuer mon stage de fin d'études.

Mes remerciements vont tout particulièrement à Natacha Massu, maître de stage, pour toutes les connaissances qu'elle m'a apportées, pour son soutien, sa patience, sa gentillesse et sa bonne humeur. Merci aussi à mon tuteur Damien Marage pour son aide et son suivi pendant ce stage.

De plus, j'aimerais sincèrement remercier mes collègues Anne, Alice, Bernard, Cécile, Céline, Daphné, Igor, Ingrid, Marjolaine, Patrizia, Viviane et Wilfried ainsi que messieurs Jean-Luc Peyron et Guy Landmann pour leurs précieux conseils, les connaissances qu'ils m'ont fait partager, leur sourire au quotidien et leurs nombreux encouragements. Pour finir, je joins à ces remerciements toutes les personnes qui ont contribué à la réalisation de ce travail, directement ou non, que ce soit ma famille et mes amis ou les personnes contactées qui ont été très précieuses autant dans la documentation que dans la relecture, la motivation et le recadrage.

Sommaire

| | |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Résumé | 3 |
| Abstract..... | 3 |
| Remerciements..... | 1 |
| Index des sigles | 7 |
| INTRODUCTION..... | 8 |
| I. Présentation de l'organisme d'accueil | 9 |
| II. Méthodologie employée | 10 |
| III. Stratégie paneuropéenne et Grenelle de l'environnement : contexte politique | 11 |
| A. Le réseau écologique paneuropéen | 11 |
| B. Le Grenelle et les propositions du Comité Opérationnel Trame verte et bleue | 12 |
| 1. La TVB, un instrument politique innovant | 12 |
| 2. Les documents de proposition | 13 |
| 3. Place des milieux boisés dans la Trame verte et bleue (Guide 2 TVB)..... | 15 |
| IV. Contexte, définition des notions de dispersion, de migration et de corridor écologique | 16 |
| A. Théorie biogéographique des îles et métapopulations | 16 |
| B. Structure du paysage..... | 19 |
| C. Les corridors écologiques | 20 |
| D. Définition de la dispersion | 21 |
| E. Relations entre dispersion et fragmentation du paysage | 27 |
| F. Caractères physiques et biologiques des corridors..... | 29 |
| VI. Les impacts du changement climatique sur les écosystèmes forestiers..... | 32 |
| VII. Modes de dispersion des espèces forestières et migration dans un contexte de changement climatique : état de l'art..... | 34 |
| A. Migration des espèces végétales forestières dans un climat changeant..... | 34 |
| 1. Forêts de plaine | 34 |
| 2. Forêts de montagne | 40 |
| 3. Forêts méditerranéennes..... | 42 |

| | |
|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| B. Dispersion des espèces animales forestières..... | 43 |
| 1. Insectes..... | 43 |
| 2. Oiseaux..... | 44 |
| 3. Mammifères..... | 46 |
| 4. Amphibiens..... | 48 |
| 5. Migration des espèces animales forestières dans un contexte de changement climatique : cas des oiseaux et des lépidoptères..... | 49 |
| VIII. Méthodologie de mise en place de la TVB..... | 52 |
| A. Choix des espèces cibles et des habitats..... | 52 |
| 1. Méthode de détermination des espèces cibles..... | 52 |
| 2. Détermination des habitats déterminants pour la TVB (Rapport SPN, Contribution à la définition du critère sur les habitats, 2011)..... | 55 |
| B. Identification des réservoirs de biodiversité..... | 55 |
| C. Méthodes d'identification des corridors..... | 56 |
| 1. Trois méthodes proposées..... | 56 |
| 2. Définition des zones de conflit et des zones complémentaires..... | 57 |
| D. Suivi et évaluation..... | 57 |
| IX. Discussion..... | 59 |
| CONCLUSION..... | 64 |
| BIBLIOGRAPHIE..... | 65 |
| Webographie..... | 77 |
| Liste des contacts et contributeurs rencontrés pendant le stage..... | 78 |
| Annexe I : Organigramme du GIP Ecofor..... | 80 |
| Annexe II : Synthèse de la journée de réflexion et d'échange sur la mise en place de la TVB sur le territoire du futur Parc entre Champagne et Bourgogne (03-07-2012)..... | 81 |
| Annexe III : Diaporama Journée d'échange TVB et CC..... | 87 |
| Annexe IV: Compte rendu (FPNR) Journée d'échange TVB et CC..... | 98 |
| Annexe V : Fiches méthodologiques..... | 104 |
| Annexe VI : Espèces de vertébrés répertoriées comme déterminantes pour la TVB..... | 107 |

| | |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Annexe VII : Espèces d’insectes retenues pour la cohérence nationale de la TVB (Houard <i>et al.</i> , 2012) . | 109 |
| Annexe VIII : Habitats pouvant être classés dans la sous-trame milieux boisés, classification et répartition biogéographique | 111 |
| Résumé | 113 |

Table des figures

| | |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figure 1. Carte du réseau écologique paneuropéen d'Europe de l'Ouest, ECNC | 11 |
| Figure 2. Schéma simplifié de l'articulation de la TVB au sein des documents d'aménagement du territoire, MEEDTL (2010) | 14 |
| Figure 3. Représentation du concept d'équilibre entre extinction et immigration issu du modèle de Mac Arthur-Wilson, Brown & Gibson (1983) | 17 |
| Figure 4. Stades de transformation d'une population compacte en métapopulation, Berthoud & Müller (1994)..... | 18 |
| Figure 5. Exemple de connexions biologiques au sein d'une matrice agricole, Clergeau & Désiré (1999) | 19 |
| Figure 6. Exemple d'éléments de la Trame verte et bleue : réservoirs de biodiversité et types de corridors terrestres, Cemagref (d'après Bennett, 1991)..... | 20 |
| Figure 7. Représentation schématique des trois étapes du processus biologique de dispersion à travers le paysage, Ims & Yoccoz, 1997 modifié par Browler & Benton (2005)..... | 22 |
| Figure 8. Diagramme illustrant les différentes étapes de la régénération ainsi que le rôle des facteurs biotiques et abiotiques (N.B. : la reproduction végétative n'a pas été insérée dans cette figure), Engler & Guisan (2009) | 23 |
| Figure 9. Proportion du nombre d'animaux disperseurs de graines en fonction du type de strate végétale pour deux types de forêts, d'après Herrera & Pellmy (2002)..... | 25 |
| Figure 10. Estimation des distances de dispersion pour sept modes de dispersion différents lorsque 50% et 99% des diaspores sont dispersées, Vittoz & Engler (2007) | 26 |
| Figure 11. Type de corridor à l'échelle paysagère selon le mode de pollinisation et de dissémination des plantes, Hendoux (2008)..... | 27 |
| Figure 12. Cartographie de l'expansion de l'aire de distribution de la chenille processionnaire du pin depuis 1969, cartographie sur une grille de 8km et foyers isolés détectés entre 2003 et 2011 (Robinet C. & Roques A., INRA Orléans, 2011). | 29 |
| Figure 13. Représentation schématique de la dispersion des espèces dans un contexte de changement climatique, Engler & Guisan (2009)..... | 34 |
| Figure 14. Evolution des aires climatiques potentielles pour différentes espèces forestières selon le scénario B2, Badeau <i>et al.</i> (2004) et Badeau <i>et al.</i> (2010)..... | 35 |
| Figure 15. Mortalité annuelle des résineux et des feuillus dans le réseau 16km x 16km du Département Santé des Forêts depuis 1989 (Goudet, 2011). | 35 |

| | | |
|------------|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figure 16. | Distribution modélisée du Hêtre commun. 1er schéma : Situation actuelle du Hêtre commun en France simulée par les différents modèles ; 2ème schéma : Changements dans la distribution au milieu du siècle (Rouge : prédit pour être présent à l'heure actuelle mais absent en 2055, Bleu : prédit pour être absent aujourd'hui mais présent en 2055, Vert : Prédit pour être présent aujourd'hui et en 2055, Blanc : prédit pour être absent aujourd'hui et en 2055) ; 3 ^{ème} schéma : Tests de sensibilité effectués à partir d'une variable climatique..... | 37 |
| Figure 17. | Proportion des espèces classées selon les différents statuts de la liste rouge de l'UICN (EX : Extinct, CR : Critically Endangered, EN : Endangered, VU : Vulnerable, LR : Lower Risk) sous deux hypothèses : l'une où les espèces ne migrent pas et l'autre où les espèces effectuent une migration sans contraintes, Thuiller <i>et al.</i> (2005)..... | 38 |
| Figure 18. | Vitesse de recolonisation, distance de dispersion par génération (pendant la période postglaciaire), et agent de dispersion en fonction des différents types biologiques des graines, Huntley et Birks (1983)..... | 39 |
| Figure 19. | Changements dans l'abondance des plantes vasculaires sur les sommets à sol siliceux. Les colonnes blanches et noires représentent respectivement les changements opérés sur les périodes 1905-1985 et 1905-2003, Walther <i>et al.</i> (2005) | 41 |
| Figure 20. | Tableau représentant les distances moyennes de dispersion post-natale chez certaines espèces d'oiseaux forestiers, Paradis E. <i>et al.</i> (1998) | 45 |
| Figure 21. | Synthèse des proportions de retour de marques en fonction des classes de distances de dispersion des sangliers marqués en relation avec le sexe de l'animal et le type d'habitat. | 47 |
| Figure 22. | Distances moyennes de dispersion chez plusieurs espèces d'urodèles..... | 49 |
| Figure 23. | Calcul d'abondance relative (Chaurant, 2011) | 52 |
| Figure 24. | Calcul d'abondance relative : application du coefficient 2 pour les espèces "non menacées" (Chaurand, 2011)..... | 53 |
| Figure 25. | Nombre de taxons vertébrés retenus pouvant y être inféodés, Rapport SPN critère espèces (2011) | 53 |

Index des sigles

COMOP : Comité Opérationnel

CSRPN : Conseil Scientifique Régional du Patrimoine Naturel

EPCI : Etablissement Public de Coopération Intercommunal

GIEC : Groupe d'experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat

IGN : Institut National de l'Information Géographique et Forestière

MEEDTL : Ministère de l'Environnement de l'Ecologie du Développement des Territoires et du Logement

MNHN : Muséum National d'Histoire Naturel

OPIE : Office Pour les Insectes et leur Environnement

PLU : Plan Local d'Urbanisme

POS : Plan d'Occupation des Sols

SCAP : Stratégie de Création d'Aires Protégées

SCoT : Schéma de Cohérence Territoriale

SPN : Service du Patrimoine Naturel

SRCE : Schéma Régional de Cohérence Ecologique

TVB : Trame Verte et Bleue

INTRODUCTION

La biodiversité est un concept complexe, englobant variabilité génétique, diversité spécifique et fonctionnelle des communautés, diversité des écosystèmes et interactions entre ces différents niveaux d'organisation. On constate depuis plusieurs années un appauvrissement significatif de la diversité biologique qui nécessite la conservation *in situ* des écosystèmes, des habitats naturels ainsi que le maintien et la reconstitution de populations viables d'espèces.

L'une des propositions ayant pour objectif de stopper l'érosion de la biodiversité en Europe se base sur le concept de continuités écologiques dans un contexte de changements globaux. L'un des outils d'adaptation en ce qui concerne l'aménagement du territoire est la mise en place d'un réseau écologique ayant pour principal objet de permettre la migration des espèces végétales et animales. Cet outil se traduit en France par la Trame verte et bleue détaillée au sein du Grenelle de l'environnement. Cette trame vise à préserver, restaurer et mettre en place un maillage écologique cohérent, à l'échelle du territoire national, pour permettre aux espèces animales et végétales, de circuler, de s'alimenter, de se reproduire et de se reposer. Les continuités écologiques ont pour but de permettre aux espèces de circuler et d'accéder librement à leurs zones vitales via des réservoirs de biodiversité et des corridors qui les relient (Allag-Dhuisme *et al.* (coord.), 2010a). Afin de réaliser un réseau efficace et efficient au sein des milieux boisés, il est important d'avoir des données concernant la dispersion et la migration des espèces forestières, dans le but de projeter les niches climatiques potentielles des espèces. Or, les principaux doutes concernant l'instauration de corridors écologiques se portent sur le fait que peu d'études scientifiques ont prouvé l'utilité de ces corridors.

L'objectif de cette étude est donc de mener une réflexion sur la mise en place de la Trame verte et bleue dans un contexte forestier. Cette synthèse bibliographique a pour vocation d'orienter les gestionnaires dans la mise en place de cette TVB. Les données scientifiques recueillies doivent servir de base à la mise en place d'une méthodologie robuste mais doivent aussi permettre la discussion entre les avantages et les limites de la mise en place de corridors écologiques. De plus, cet ouvrage tache de prendre en compte les changements globaux, ce qui est actuellement peu le cas dans les documents diffusés.

Les différentes instances politiques européennes s'étant accordées pour restaurer et instaurer des corridors écologiques sur leur territoire, la France ayant ensuite instauré sa politique Trame verte et bleue, qu'en est-il des données scientifiques concernant les avantages et les limites de l'instauration de corridors écologiques ? Quelles sont les discussions pouvant avoir lieu sur différentes les méthodologies employées ?

La synthèse bibliographique débute par un résumé du contexte politique et des grandes orientations proposées par le Ministère en charge de l'écologie, puis décrit le contexte et les origines du concept de continuités écologiques dans un paysage hétérogène fragmenté. Vient ensuite l'état de l'art sur la dispersion et la migration des espèces végétales et animales forestières. Cette synthèse s'achève sur une partie concernant les méthodologies de mise en place de la TVB, alimentée par les données issues des retours d'expérience de divers organismes gestionnaires, de la recherche bibliographique et des différents entretiens réalisés au cours de l'étude.

I. Présentation de l'organisme d'accueil

Le GIP Ecofor est un Groupement d'Intérêt Public créé en 1993. Ce groupement est constitué d'une dizaine d'organismes membres siégeant au Conseil d'Administration tels que l'ONF (Office National des Forêts), AgroParisTech, Irstea (Institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement), le Cirad (Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement), le CNPF (Centre National de la Propriété Forestière), le CNRS (Centre National la Recherche Scientifique), le FCBA (Forêt Cellulose Bois-Construction Ameublement), l'IGN (Institut Géographique National), l'INRA (Institut National de la Recherche Agronomique), l'IRD (Institut de Recherche pour le Développement) ainsi que les ministères chargés de la recherche, de l'écologie et de l'agriculture. Le Directeur actuellement en poste est Jean-Luc Peyron (IGPEF), l'organigramme du GIP se trouve en Annexe I.

Le financement d'ECOFOR a plusieurs origines. ECOFOR est d'abord financé par ses membres qui mettent à disposition, notamment pour son fonctionnement des personnels, un budget de fonctionnement, et un budget de recherche de base. Ce premier financement représente environ 800 k€/an.

ECOFOR dispose également de financements externes qui lui sont octroyés pour l'animation ou la valorisation de programme ou projets de recherche, la conduite d'expertises ou d'analyses prospectives. Ces financements proviennent en général des différents Ministères et de l'Union européenne ou des Régions. Ces financements représentent environ 400k€/an.

Enfin, les financements externes aux équipes de recherche dans les programmes qu'il anime transitent pour partie par lui. Ils représentent environ 1000K€/an.

Le rôle du GIP est de permettre à plusieurs organismes, généralement publics, de mettre en commun des moyens pour une durée et des activités déterminées. Les thèmes des projets traités concernent la gestion et le suivi des forêts associés à la recherche et au développement comme par exemple : Biodiversité, gestion forestière et politiques publiques (BGF), Biomasse, biodiversité et ressources naturelles en forêt (Biomadi), Impacts du changement climatique sur la biodiversité (CCBio) ou encore Gestion et Impacts du changement climatique (GICC). Le GIP est donc une interface entre décideurs, scientifiques et gestionnaires.

Le thème du stage s'insère à la fois dans les thèmes de biodiversité et gestion forestière, mais aussi dans les thématiques de changement climatique et biodiversité.

II. Méthodologie employée

La recherche bibliographique a débuté par la lecture des trois documents ministériels issus du COMOP. Ces documents ont permis de poser le contexte écologique et politique de la mise en place de la Trame verte et bleue. Diverses questions se sont alors posées : Quelle méthodologie appliquer à la mise en place de la TVB en milieu forestier dans l'état actuel des connaissances scientifiques ? Comment intégrer la migration des espèces forestières dans un protocole de mise en place de la TVB dans un contexte de changements globaux ? Quels sont les limites et les avantages potentiels de la mise en place d'un réseau écologique ? Quelles actions mettre en place dans le cadre de l'instauration de la TVB en milieu forestier ? Quelles méthodologies employer sur le terrain ? Un premier plan de synthèse a été élaboré suite à cette première lecture et a permis de structurer et de cibler les recherches.

Puis des mots clés, pour la recherche bibliographique, sont ressortis de la réflexion : « greenways », « green infrastructures », « landscape connectivity », « species circulation », « landscape permeability », « ecological corridors », « ecological corridors + forest », « ecological corridors + climate change », « corridors + landscape », « forest + climate change », « seed dispersal », entre autres. L'accès aux articles a été facilité par les bibliothèques numériques du CIRAD et de l'INRA. Les principaux moteurs de recherche utilisés ont été Science Direct, PubMed, ProdINRA, INSU, Google Scholar. Des sites d'éditeurs ont également permis les recherches comme Elsevier, Science, Nature...

L'ajout de mots clés au fur et à mesure de la recherche a permis d'affiner et de réduire considérablement les résultats des recherches ainsi que la recherche d'articles cités dans les bibliographies d'articles ou synthèses. La littérature américaine était conséquente et plus présente que les articles européens. Les éléments importants des articles ont été ajoutés et classés dans un document qui a servi d'ébauche à la synthèse bibliographique ainsi qu'à un plan détaillé.

Les différents documents publiés issus de la littérature grise ont été explorés. Les différentes méthodologies proposées par le ministère en charge de l'écologie et par quelques organismes gestionnaires ainsi que les retours d'expérience ont permis l'analyse de la méthodologie de la mise en place de la TVB.

L'intérêt de cette étude provenait également des rencontres avec les décideurs, les gestionnaires et la recherche. De nombreux entretiens ont pu avoir lieu et ont contribué à la construction d'une synthèse issue de concertations (liste des personnes contactées *cf.* Liste contacts). Un travail plus approfondi de réflexion à l'échelle d'un Parc, étendu sur une journée, a été réalisé avec le GIP du futur Parc National des forêts de Champagne et de Bourgogne (compte rendu *cf.* Annexe II). Cette réflexion a permis la mise en pratique des connaissances accumulées lors des recherches et l'échange a été très constructif et a montré l'intérêt de la synthèse.

Une intervention lors du Séminaire « TVB et Changement climatique » organisé par la Fédération des Parcs Naturels Régionaux, le 5 Juillet à Paris, a permis de discuter des données issues de la recherche concernant les impacts du Changement Climatique sur les milieux forestiers et en conséquence le rôle de la TVB et les différentes pistes de travail possibles (diaporama et compte rendu *cf.* Annexe III et IV).

Des ébauches de fiches méthode ont été réalisées sous Publisher mais n'ont pas pu être achevées par manque de temps, toutefois elles peuvent être un bon support pour la réalisation des fiches suivantes (*cf.* Annexe V). Les fiches réalisées peuvent être des outils pratiques et simples pour les personnes qui sont en charge de la mise en place de la TVB. Elles renseignent à la fois sur les méthodes à appliquer mais aussi sur les limites, les retours d'expérience et les données pouvant être utilisées.

III. Stratégie paneuropéenne et Grenelle de l'environnement : contexte politique

La mise en place des corridors écologiques s'inscrit, en premier lieu, au sein des politiques publiques, tout d'abord à l'échelle européenne puis à l'échelle française du niveau national au niveau local.

A. Le réseau écologique paneuropéen

La stratégie paneuropéenne de la diversité biologique et paysagère a été instaurée en 1995, et approuvée par 54 pays d'Europe et d'Asie occidentale (cf. Figure 1). Son objectif est de promouvoir la protection de la nature à large échelle en créant un réseau écologique européen formé de corridors facilitant la migration et la dispersion des espèces.

L'Europe est le continent où le nombre de pays à faible superficie est le plus important, c'est pourquoi la prise en compte d'une échelle européenne était pertinente étant donné que les écosystèmes et leurs dynamiques ne connaissent pas de frontières. Cette stratégie a introduit les principes de protection des écosystèmes en plus des espèces menacées, et a lié les thématiques biodiversité et paysage (Conseil de l'Europe, culture, patrimoine et diversité).

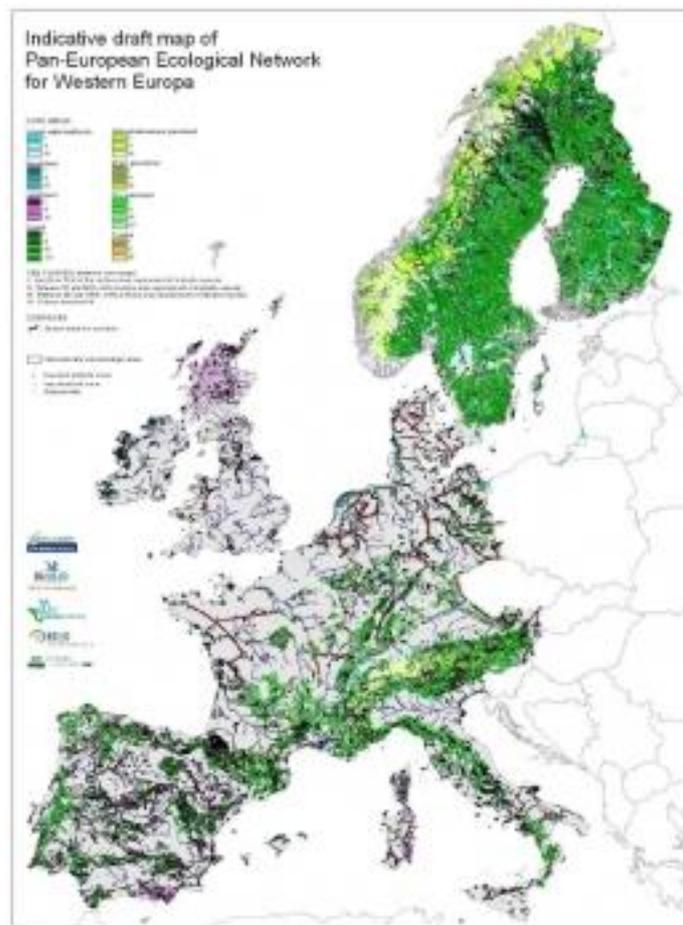


Figure 1. Carte du réseau écologique paneuropéen d'Europe de l'Ouest, ECNC

Enquête d'opinion...

Une enquête d'opinion a été réalisée en 2003 par le Centre Européen pour la Conservation de la Nature, ayant pour sujet l'impact de la fragmentation sur la perte de biodiversité et sur les solutions proposées pour remédier à cette dernière dans l'état actuel des connaissances (création de corridors écologiques, de zones tampon...). Cette enquête a été effectuée auprès de 107 personnes appartenant à la liste d'experts du PEEN Committee (Comité d'expert du réseau écologique Paneuropéen) et au forum de discussion sur les réseaux écologiques. 77% des personnes interrogées pensent que le combat contre le déclin de la biodiversité peut être mené grâce à l'introduction de corridors et de zones tampons. 85% des questionnés sont d'accord avec le fait que la fragmentation des habitats est l'une des causes principales du déclin de la diversité d'espèces en Europe.

Les principaux doutes concernant l'instauration de corridors écologiques se portent sur le fait que peu d'études scientifiques ont prouvé l'utilité de ces corridors (Rientjes & Roumelioti, 2003). La mise en place des corridors implique de collecter les nombreuses données afin de mieux comprendre le fonctionnement des écosystèmes et d'acquérir des connaissances par exemple en matière de dispersion des espèces, de recolonisation de milieux (Plummer & Mann, 1995) et de migration dans un contexte de changement climatique.

B. Le Grenelle et les propositions du Comité Opérationnel Trame verte et bleue

1. La TVB, un instrument politique innovant

La Trame verte et bleue est née en France dans le cadre du Grenelle de l'environnement. Le Grenelle de l'environnement regroupe des mesures légiférées en faveur de l'écologie, du développement et de l'aménagement durables. En 2007, des groupes de travail ont été mis en place puis des comités opérationnels (COMOP) dont celui consacré à la Trame verte et bleue. Les lois Grenelle ont été adoptées en 2008 et 2010.

La Trame verte et bleue est une démarche ayant pour objectif principal d'enrayer la perte de biodiversité en instaurant un réseau d'échange assurant les actions vitales des espèces qu'elles soient animales ou végétales c'est à dire permettant leur libre circulation mais aussi leur libre communication, reproduction, alimentation et repos au sein du territoire. La composante verte fait référence au réseau de milieux naturels et semi-naturels terrestres et la composante bleue fait référence au réseau aquatique et humide. Des services écologiques découlent de la mise en place de cette trame, comme l'amélioration de la qualité de l'eau, du cadre de vie, etc. La Trame verte et bleue a également pour objectif de préserver la biodiversité ordinaire qui nous entoure et pas seulement les espèces protégées qui suivent déjà de nombreux programmes d'action. D'un point de vue concret, la mise en œuvre de la trame se caractérise par la définition de continuités écologiques composées de réservoirs de biodiversité et de corridors écologiques.

La Trame porte aussi un fort enjeu socio-économique de par la volonté politique de créer des emplois ruraux en diversifiant les activités agricoles et en créant de nouveaux emplois dans les secteurs de l'environnement et de l'aménagement du territoire.

2. Les documents de proposition

Trois documents de propositions ont été édités en 2010 par le Comité opérationnel Trame verte et bleue en vue des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques.

Cette Trame a pour but de préserver la biodiversité tout en prenant en compte les changements climatiques, de limiter la fragmentation de l'espace et de faire en sorte que les acteurs travaillent ensemble à plusieurs échelles. Cette Trame verte et bleue nationale doit, en premier lieu, se décliner à une échelle nationale et régionale puis plus localement au niveau des communes, des parcs et autres gestionnaires. Elle doit donc être intégrée dans les différents documents de gestion du territoire. A l'amont, l'Etat fixe les grandes orientations de restauration et de préservation des continuités écologiques, il fixe les délais et objectifs à atteindre. A l'échelle régionale, la TVB doit être prise en compte dans les Schémas Régionaux de Cohérence Écologique (SRCE). L'instauration des SRCE, documents visant l'identification et la mise en œuvre de la Trame verte et bleue à l'échelle régionale, constitue un engagement majeur qui vient conforter la progressive intégration de la biodiversité dans les politiques publiques françaises, en lien avec les engagements d'ores et déjà pris aux échelles internationales et européennes. Les SRCE doivent comprendre une présentation et une analyse des enjeux régionaux, les continuités écologiques retenues, un plan d'action stratégique, un atlas cartographique et un dispositif de suivi et d'évaluation.

La TVB doit ensuite être intégrée aux documents de planification à une échelle plus locale comme les Plans Locaux d'Urbanisme (PLU), les Schémas de Cohérence Territoriale (SCoT), les chartes de parcs naturels régionaux, de parcs nationaux, etc. (cf. figure 2). Les PLU sont des documents d'urbanisme qui, à l'échelle d'une commune ou d'un groupement de communes (EPCI), établissent un projet global d'urbanisme et d'aménagement et fixent en conséquence les règles générales d'utilisation du sol sur le territoire considéré. Les PLU devront, selon le Ministère en charge de l'écologie, prendre en compte les futurs SRCE. Le SCoT est quant à lui, l'outil de conception et de mise en œuvre d'une planification intercommunale en orientant l'évolution d'un territoire dans le cadre d'un projet d'aménagement et de développement durable. Le SCoT est destiné à servir de cadre de référence pour les différentes politiques sectorielles dont celles centrées sur les questions d'environnement (<http://www.developpement-durable.gouv.fr>). L'ensemble de ces documents est orchestré par tout un jeu d'opposabilités qui impose la prise en compte, la compatibilité, la conformité et le respect. La Trame verte et bleue doit être mise en association avec notamment la Stratégie de Création d'Aires Protégées (SCAP) et les plans nationaux ou régionaux d'action visant les espèces menacées (Allag-Dhuisme *et al.* (coord.), 2010).

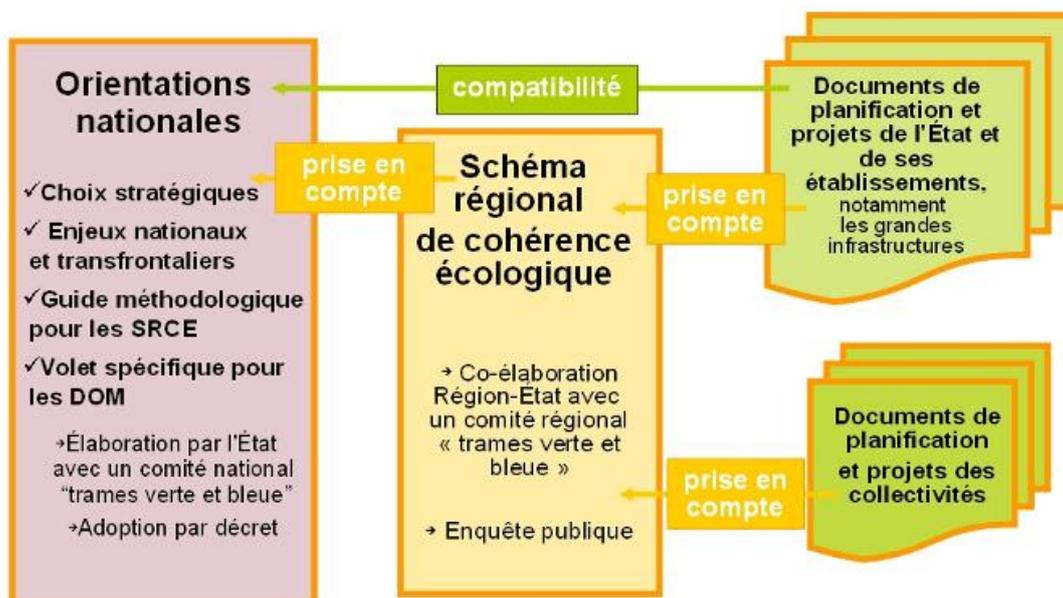


Figure 2. Schéma simplifié de l'articulation de la TVB au sein des documents d'aménagement du territoire, MEEDTL (2010)

Pour ce qui est de la méthodologie à prendre en compte au niveau régional puis au niveau local, cette dernière est laissée relativement libre aux acteurs du territoire et se fait au cas par cas. Pour l'identification des réservoirs de biodiversité, certains espaces sont intégrés d'office comme les cœurs de parcs nationaux, les réserves naturelles nationales et régionales, les réserves biologiques ainsi que les arrêtés préfectoraux de conservation de biotopes. Ensuite chaque région aura le pouvoir de décision des autres réservoirs comme les sites Natura 2000, les sites classés, les forêts domaniales et communales, etc.

Excepté les réservoirs issus de zones règlementaires cités ci-dessus, les réservoirs pourront par exemple, être choisis en fonction de leur degré de naturalité, de leur intérêt écologique ou de leur surface. Des seuils pourront être définis pour chaque raison choisie : par exemple, seuil de surface, estimation du degré de naturalité (faible, moyen, élevé...), degré de fragmentation... La définition de ces seuils est laissée à la libre appréciation de chaque région.

Concernant la détermination et le choix des corridors écologiques, la méthodologie d'identification peut s'appuyer sur une ou plusieurs des trois méthodes proposées : interprétation visuelle, dilatation-érosion ou perméabilité des milieux*. Pour la méthode de dilatation-érosion, le choix de la largeur de la zone tampon¹ est laissé au gestionnaire. La largeur suffisante reste difficile à déterminer car elle dépend des espèces considérées, des types de milieux traversés, de la qualité des milieux, du rapport entre longueur, largeur et qualité écologique des milieux, etc.

Pour le choix des espèces et des habitats cibles, les espèces et habitats les plus sensibles à la fragmentation devront être prioritairement pris en compte. Pour les espèces des listes régionalisées ont été édités en collaboration avec le Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN) et les Conseils Scientifiques Régionaux du Patrimoine Naturel (CSRPN). Les espèces seront classées au sein des SRCE en fonction de leur mode de dispersion, de leur milieu de vie, de leurs exigences écologiques, etc. Elles sont des outils de la mise en place de la trame (Touroult & Sordello, com.pers.) et doivent être écologiquement différentes pour être représentatives d'un grand nombre d'habitats (Archaux, com.pers.). Les habitats ciblés sont issus de la liste EUNIS niveau III et de la Directive Habitats Faune Flore. Une des limites de cette sélection serait que certains milieux n'ont pas été pris en compte dans la liste comme, par exemple, les chênaies pubescentes (Touroult & Sordello, com.pers.).

¹ Zone à distance choisie autour d'entités spatiales (ArcGis)

Les espèces végétales n'ont pas été listées dans les rapports du MNHN et du ministère en charge de l'écologie et du développement durable car tous les inventaires ne sont pas actualisés à l'échelle nationale.

Du point de vue de l'évaluation, le suivi de la mise en place de la TVB s'effectue au niveau régional à la fin de la période instaurée par le décret. A la suite de cette période, les résultats obtenus concernant la préservation et la mise en état des continuités écologiques sont analysés par le président du Conseil régional et par le représentant de l'Etat dans la région. La mesure de la pertinence, de l'efficacité, de l'efficacités des actions menées reste difficile à évaluer, les critères étant laissés libres aux gestionnaires.

L'évaluation pourrait se faire de manière semi-quantitative par des experts (-- à ++) pour les espèces, en prenant par exemple pour critère l'évolution du nombre d'individus. Pour les habitats, un des critères d'évaluation pourrait être l'évolution de la surface, d'autres critères sont proposables comme la progression des espèces envahissantes, l'implication des acteurs, etc. Les suivis doivent donc être réguliers et les critères définis à l'avance dans le but de posséder des valeurs témoins.

3. Place des milieux boisés dans la Trame verte et bleue (Guide 2 TVB)

Les milieux boisés ne connaissent pas la même situation selon les territoires. Par exemple, la surface forestière est faible en zone d'agriculture intensive comme dans la région Nord-Pas-de-Calais ou encore lorsque la strate arborée se retrouve plutôt sous forme de linéaires de haies comme dans l'ouest de la France. Selon les données de l'IGN, la forêt française représente 16,1 millions d'hectares sur le territoire français, le taux de boisement avoisine les 30% du territoire. L'extension de surface boisée se poursuit chaque année que soit de manière spontanée ou bien voulue par les propriétaires. La diversité des milieux forestiers est tributaire de paramètres tels que, entre autres, le sol, le climat, l'ancienneté de l'état boisé, les espèces présentes mais aussi des modes de gestion sylvicoles. La forêt tient un rôle important pour les espèces forestières dans la mise en place de la Trame verte et bleue principalement de par ses qualités biologiques, comme la richesse en espèces et la diversité d'habitats, et socio-culturelles. C'est une matrice favorable à la migration des espèces qu'elles soient végétales ou animales même si l'augmentation du nombre de massifs forestiers et de la longueur de lisière « forêt/non forêt » semble montrer un état de fragmentation accru des forêts françaises. Cette dernière donnée pourrait, en premier lieu, provenir de l'extension de la surface boisée (IGN, 2012). Cette fragmentation est différente selon les régions. Les milieux forestiers ont donc un rôle à jouer au sein de la Trame verte et bleue en ce qui concerne le bon état de conservation des espèces et des habitats qui y sont inféodés. Une sylviculture adaptée ainsi que la création ou le maintien de continuités entre les différents massifs forestiers, les bosquets et les haies contribueront à la mise en place efficiente de cette TVB en milieu boisé.

Les bosquets, petits bois et autres zones arborées doivent être pris en compte dans l'élaboration de la trame boisée et une forte sensibilisation des propriétaires est à mettre en place afin qu'ils puissent s'investir dans la démarche (Touroult & Sordello et Baudry, com.pers.) et ce même si les bosquets, les linéaires de haies du bocage ne permettent pas aux espèces de se maintenir mais peuvent toutefois servir de zones relais.

Après avoir développé les principaux concepts écologiques et politiques sur lesquels se fonde la TVB, les scénarios de changement climatique du GIEC (Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Evolution du Climat) sont expliqués dans le chapitre ci-après ainsi que les impacts de ces changements sur la forêt en France.

IV. Contexte, définition des notions de dispersion, de migration et de corridor écologique

Les espèces qu'elles soient animales ou végétales se déplacent au sein d'un paysage. Parfois plusieurs générations sont nécessaires pour que le déplacement soit visible. Les espèces migrent et se dispersent dans un contexte de métapopulations où les espèces se dispersent pour leur reproduction. Néanmoins, cette structuration en métapopulations ne semble pas systématique et certains auteurs suggèrent même que pour certains groupes, cette vision soit généralement fautive (Archaux, com.pers.). En effet, Baguette (2004) expose que seules quelques populations structurées fonctionnent selon la théorie classique de métapopulation. Une étude plus spécifiquement dirigée sur les insectes montre que sur les 44 espèces de carabidés étudiées en milieu forestier fragmenté, peu d'espèces ont une distribution caractéristique de métapopulations (Driscoll *et al.*, 2010).

Les espèces peuvent également se déplacer car elles ne sont plus adaptées à leur environnement en raison de changements dans l'écologie de leur milieu de vie. Ces changements peuvent être dus aux changements globaux, à une échelle de temps variable sachant que des déplacements altitudinaux et longitudinaux peuvent s'exprimer sur des pas de temps de l'ordre de la décennie (Archaux, com.pers.). Les déplacements d'individus entre différentes taches d'habitats² ont été pour la première fois développés dans la théorie biogéographique des îles puis dans la théorie de Levins de 1969. Ces théories seront développées dans un premier sous-chapitre, viendront ensuite les définitions des termes « paysage et corridors écologiques » ainsi que « dispersion » et « migration ».

A. Théorie biogéographique des îles et métapopulations

En 1967, Mac Arthur & Wilson, via la théorie biogéographique des îles, ont introduit le concept d'équilibre entre immigration et extinction des espèces entre les îles en supposant que les milieux n'étaient pas perturbés. L'effet de distance entre les îles apparaît alors être un facteur crucial dans les processus d'émigration et d'immigration des individus entre les différentes taches.

La source des populations est le continent dans la théorie présentée mais peut aussi être d'autres îles. Les îles les plus éloignées sont les plus isolées et sont celles qui sont le moins susceptibles d'être colonisées par de nouveaux immigrants. Le taux d'extinction des espèces quant à lui corrélé à la taille de l'île, les îles les plus grandes contenant de plus grandes aires d'habitats et une plus grande diversité ; le taux d'extinction des espèces est alors réduit et le nombre d'espèces plus important. L'équilibre entre le taux d'extinction et le taux d'immigration crée alors un équilibre du point de vue de la richesse d'espèces présentes dans le milieu (*cf.* Figure 3).

² Structures paysagères qui apparaissent ponctuellement et isolément dans un espace dominant caractérisé par une certaine uniformité d'occupation du sol (Glossaire, www.trameverturbaine.com).

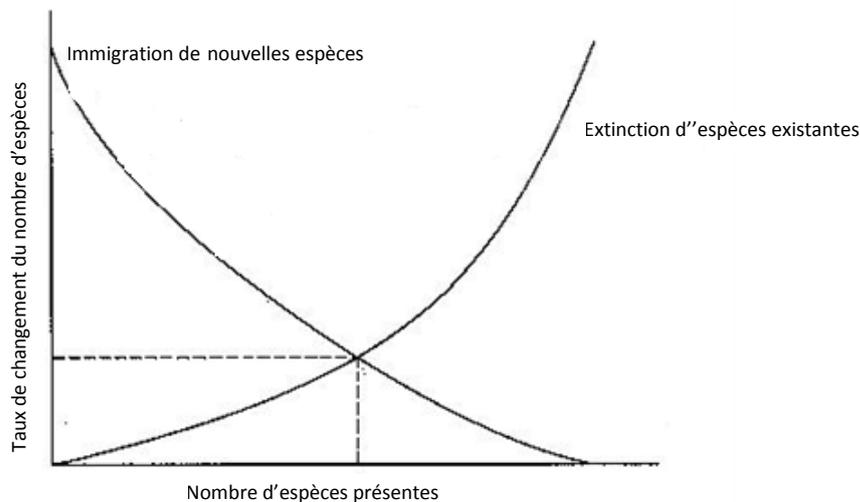


Figure 3. Représentation du concept d'équilibre entre extinction et immigration issu du modèle de Mac Arthur-Wilson, Brown & Gibson (1983)

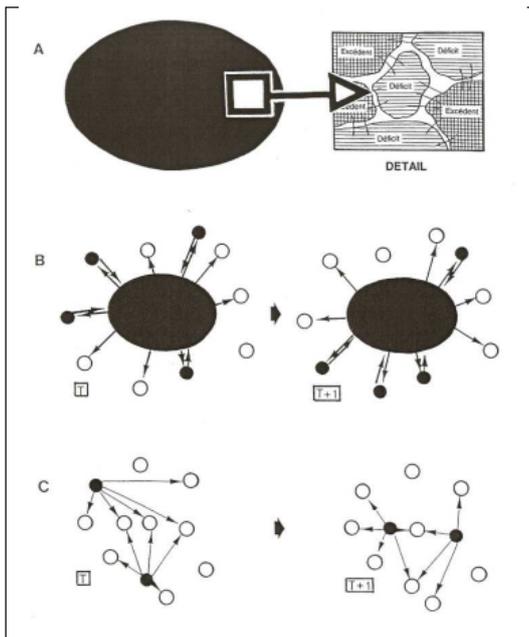
Les îles, dans cette théorie, peuvent aujourd'hui être comparées aux réserves naturelles et aux différents espaces protégés qui, d'un point de vue du paysage, sont également des taches d'habitat. Cette première théorie a donc introduit les prémices de la notion de corridors écologiques, ces corridors reliant les différentes îles afin d'accroître la connectivité entre les différents habitats présents.

Suite à cette première théorie, Levins a énoncé, en 1969, la théorie classique des métapopulations, qui prend comme base des petites taches d'habitat ayant la même taille au sein d'une matrice uniforme. Ici les populations sont interconnectées par des échanges d'individus, c'est le phénomène d'émigration/immigration. Il se peut aussi que l'espèce disparaisse au sein de la tache puis réapparaisse grâce à la recolonisation de la tache par de nouveaux individus, c'est le processus d'extinction/recolonisation.

Un flux de gènes est entretenu entre différentes sous-populations d'une même espèce. La perméabilité de la matrice³ et l'aptitude des espèces à se disperser influencent les échanges entre les taches d'habitats (Bergès *et al.*, 2010).

La notion de corridor représente alors l'élément permettant de relier les différentes taches d'habitats et comme élément facilitant la dispersion des espèces. Clergeau & Désiré (1999) définissent les corridors en tant qu' « éléments paysagers linéaires qui permettent la dispersion d'espèces animales ou végétales entre deux habitats, au sein d'un environnement plus ou moins hostile, la matrice ». Les corridors peuvent relier des habitats « sources », où les ressources sont abondantes et où les surplus de jeunes peuvent se disperser et coloniser d'autres taches d'habitats (*cf.* Figure 4), et des habitats « puits » qui sont, eux, constitués de populations plus petites (populations de jeunes insuffisantes pour pallier les pertes dues à la mortalité) qui nécessitent des apports extérieurs d'individus (Ricklefs & Miller, 2005).

³ Élément dominant du paysage (Burel & Baudry, 1999).



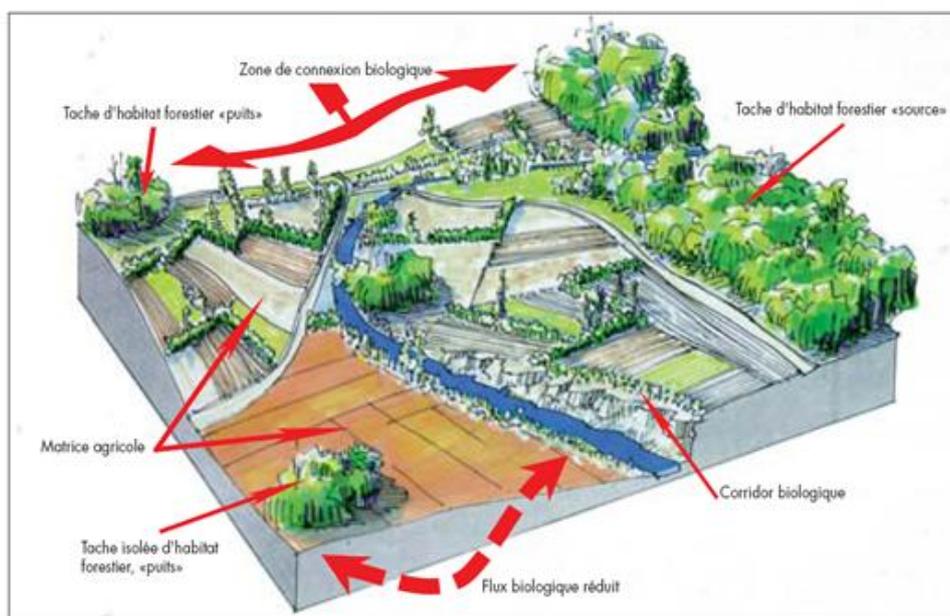
- A. La population est formée d'un ensemble stable de sous-populations qui se maintiennent dans un même habitat par des échanges internes.
- B. La métapopulation est fondée sur un noyau stable. Les habitats externes sont occupés alternativement par des sous-populations.
- C. La métapopulation comporte des noyaux variables. Seuls les habitats favorables et accessibles sont utilisés aléatoirement par des sous-populations.

Figure 4. Stades de transformation d'une population compacte en métapopulation, Berthoud & Müller (1994)

Le taux d'immigration est lié à la surface de l'habitat et à la proximité de l'habitat source. De plus, le taux d'extinction augmente lorsque la surface d'habitat diminue. Ces deux relations de cause à effet reflètent le principe d'insularité. L'effet de mosaïque d'habitats est également un facteur important à prendre en compte pour les espèces terrestres ubiquistes et écotonales.

Si la matrice paysagère est composée de grandes surfaces d'habitats homogènes comprenant certains types d'habitats, celle-ci est, selon certains scientifiques, moins riche en espèces que des ensembles de petites surfaces de ces mêmes habitats (Berthoud, 2010). De même, le taux d'immigration sera supérieur dans des ensembles de petites surfaces par rapport à un complexe composé de grandes surfaces (Berthoud, 2010). Une référence récente, Cooper *et al.* (2012) affirme d'un point de vue théorique et expérimental (microcosme) que la fragmentation intermédiaire offre une plus grande stabilité des espèces en interactions (Archaux, com.pers.).

B. Structure du paysage



Les unités écologiques du paysage et le caractère nécessairement hétérogène de la zone de connexion biologique (dessin de R. Balej)

Figure 5. Exemple de connexions biologiques au sein d'une matrice agricole, Clergeau & Désiré (1999)

En premier lieu, quelques concepts fondamentaux de l'écologie du paysage sont à définir et à remettre dans le contexte du sujet. Un paysage⁴ est constitué de plusieurs éléments aisément distinguables, la matrice étant l'élément dominant au sein duquel on retrouve les taches d'habitat et les corridors. L'ensemble des taches d'habitat et des corridors constitue la mosaïque d'habitats (Burel & Baudry, 1999).

Tous ces éléments induisent une dynamique et une certaine connectivité entre eux (cf. Figure 5). La connectivité du paysage est un concept évoquant le degré de liaison entre sous-populations occupant des systèmes disjoints au sein d'une matrice donnée et dont l'ensemble constitue une métapopulation. Cette connectivité représente la capacité de déplacement entre les habitats (Baudry, com.pers.). Dans l'exemple ici, on distingue un habitat source, d'un habitat puits. L'habitat source constitue un réservoir d'individus colonisateurs au contraire de l'habitat puits. Dans le cadre d'une métapopulation, tous les patchs sont susceptibles de jouer le rôle de source à un instant donné même si certains sont plus fréquemment des puits que des sources (notamment les petits patchs isolés), ils peuvent ponctuellement permettre de stabiliser les « sources » plus permanentes (Archaux, com.pers.). « Le concept de « puits-source » illustre bien comment une forêt peut jouer le rôle de source d'espèces qui iront coloniser des petits bois où les individus auront du mal à se maintenir et à jouer un nouveau rôle dans la dispersion de la population ; ce bois aura alors un rôle de puits (Clergeau & Désiré, 1999). »

A l'échelle du paysage, elle concerne les flux de semences, d'espèces animales, de matière et d'énergie entre les unités fonctionnelles d'un système écologique donné. Il s'agit également d'un paramètre caractéristique de l'hétérogénéité des systèmes écologiques complexes. La connectivité est fonctionnelle, les sous-ensembles pouvant, ou non, être physiquement reliés (Bastien et Gauberville, 2011).

⁴ Portion d'espace correspondant à une échelle de concernement des activités humaines. Il est défini par son hétérogénéité spatiale et temporelle, les activités humaines qui s'y déroulent et son environnement (Burel & Baudry, 1999).

Ce concept peut être vu sous deux angles différents : la connectivité fonctionnelle, ou comment la dispersion des individus est affectée par la structure paysagère, et la connectivité structurelle, qui dépend de la configuration spatiale des taches d'habitats comme la proximité ou la présence de barrières (Baguette & Van Dyck, 2007). La connectivité augmente lorsque les habitats sont proches sachant que tout dépend des capacités de mouvement des espèces, il y a alors plus d'échanges possibles entre les différentes populations (Gosselin & Laroussinie, 2004). C'est pourquoi, les corridors écologiques constituent des éléments structurels importants, mettant en relation des zones fragmentées dans un paysage donné. Ce ne sont pas nécessairement des zones « visibles » ni linéaires, par exemple les champs de maïs peuvent permettre le déplacement des animaux qui s'y cachent en été, le terme continuité est dans ce cas plus adapté (Baudry, com.pers.). Leur rôle est essentiel dans la conservation de la biodiversité en augmentant la connectivité, il constitue un facteur de stabilité des métapopulations (Bastien & Gauberville, 2011).

La connectivité peut être altérée par la fragmentation du paysage, processus dynamique de réduction de la superficie d'un habitat et sa séparation en plusieurs fragments (Burel & Baudry, 1999). Les différents obstacles d'origine naturelle (falaises, cours d'eau...) ou artificielle (linéaires routiers, zones urbanisées...) ont des impacts directs ou indirects différents selon les espèces (, 2010), les espèces spécialistes de certains milieux étant le plus souvent plus impactées par la fragmentation que les espèces ubiquistes.

C'est à partir de ces notions de connectivité écologique et de fragmentation paysagère qu'est née la notion de Trame verte et bleue en France dans les politiques publiques (Document 1 COMOP TVB, 2010).

C. Les corridors écologiques

Les corridors peuvent se présenter sous plusieurs formes (cf. Figure 6). On retrouve des corridors continus linéaires ou avec des nœuds, des corridors dits en « pas japonais » non continus et des corridors paysagers qui présentent plusieurs types d'habitats. Ces corridors font le lien entre les différents réservoirs de biodiversité identifiés qui sont des espaces dans lesquels la biodiversité est la plus riche ou la mieux représentée. Ces espaces peuvent abriter des noyaux de populations d'espèces à partir desquels les individus se dispersent ou des espaces susceptibles d'accueillir de nouveaux individus ou de nouvelles populations (Allag-Dhuisme *et al.* (coord.), 2010a).

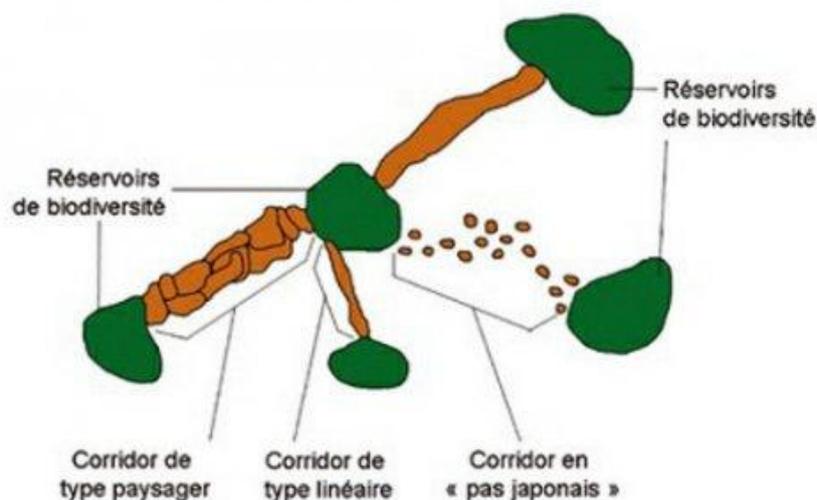


Figure 6. Exemple d'éléments de la Trame verte et bleue : réservoirs de biodiversité et types de corridors terrestres, Cemagref (d'après Bennett, 1991)

Les corridors, qui sont un des éléments majeurs de la constitution d'un réseau écologique, sont définis par certains auteurs comme des couloirs favorables à la dispersion et au déplacement des espèces, qu'elles soient végétales ou animales, et permettent donc d'augmenter la connectivité au sein du paysage (Clergeau & Désiré, 1999 ; Beier & Noss, 1998). Les déplacements peuvent se faire dans le cadre de migrations, de phénomènes de dispersion, ou encore de déplacements en réponse à un stress ou à un changement environnemental soudain (Beier & Loe, 1992). Ces corridors peuvent permettre la recolonisation d'habitats et l'introduction de nouveaux individus dans des taches d'habitats isolées, améliorant ainsi la survie à long terme des population isolées (Bergès *et al.*, 2010 ; Beier & Loe, 1992).

Une étude menée par Beier & Noss (1998) a permis de montrer l'intérêt des corridors écologiques dans la conservation des espèces et la viabilité des populations, mettant en avant une plus grande facilité de déplacement des espèces au sein d'un paysage connecté par rapport à un paysage fragmenté. Les corridors peuvent remplir plusieurs rôles : habitat, source, puits, barrière ou couloir (Bergès *et al.*, 2010). Néanmoins, les corridors pourraient aussi induire des limites citées par certains chercheurs, comme la dispersion des espèces invasives, la perte de variabilité génétique, etc. Ces limites seront abordées au sein de la discussion.

Deux types d'utilisateurs peuvent être distingués au sein des corridors : les « individus passagers », qui ne font que suivre le corridor sur une période assez courte (individus juvéniles qui se dispersent, individus en migration...), et les individus habitant dans les corridors, les « corridor dwellers », qui eux sont présents beaucoup plus longtemps dans les corridors de plusieurs jours à plusieurs générations. Ces derniers appartiennent, le plus souvent, à des espèces ayant une dispersion limitée comme les petits mammifères, les amphibiens, les végétaux et les insectes marcheurs (Beier & Loe, 1992).

D. Définition de la dispersion

La dispersion est la tentative (passive ou active) d'un individu ou propagule pour se déplacer d'un site vers un autre ; chez les animaux supérieurs, cette dispersion s'opère essentiellement la première année de vie (dispersion post-natale), les dispersions ultérieures ayant souvent une portée inférieure (Clobert, 2001). C'est un processus écologique que la plupart des espèces animales et végétales effectuent durant leur cycle de vie afin de coloniser de nouveaux sites écologiquement viables. Par exemple, chez les passereaux, les mâles tendent à s'établir proche de leur site de reproduction, et les femelles à une certaine distance (Archaux, com.pers.). La capacité de dispersion peut être différenciée de la capacité de mouvement. La première représente la capacité d'une espèce à s'implanter et à coloniser un milieu distant spatialement de son lieu de naissance, la seconde peut caractériser la capacité des individus d'une espèce à se mouvoir dans le but d'exercer des besoins tels que la recherche de nourriture ou la défense d'un territoire. Par exemple, la quasi-totalité des oiseaux migrateurs transsahariens s'installent à proximité de leur lieu de naissance (Archaux, com.pers.).

Les individus et diaspores⁵ qui effectuent cette dispersion peuvent être nommés des propagules. Les distances parcourues par les espèces sont très diverses, de l'échelle du centimètre à plusieurs kilomètres (Bertoud, 2010).

Du point de vue des botanistes, la dispersion est un phénomène qui se déroule en trois étapes : la première est caractérisée par le départ d'une diaspore depuis le plant parent, puis la diaspore est transportée, et si le milieu où la diaspore se retrouve est favorable, celle-ci entamera le processus de germination (Howe & Smallwood, 1982).

⁵ Les diaspores désignent les organes de dissémination d'un organisme végétal aux fins de reproduction : graines, fruits, boutures, bulbilles, etc. (Bastien & Gauberville, 2011).

La dispersion se déroule en trois étapes (Clobert, 2001) (cf. Figure 7) :

- la première, dite d'émigration, caractérise le départ de la propagule ou de l'individu,
- la seconde étape est le déplacement de l'individu ou de la propagule au travers de la matrice,
- la dernière est la phase d'installation durant laquelle, chez les végétaux, la propagule prend racine et épuise ses réserves parentales (Howe & Smallwood, 1982) et, chez les animaux, où l'individu s'installe et va se reproduire.

La dispersion peut être active ou passive. La dispersion passive caractérise les espèces à faible potentiel de déplacement. Par exemple, les samares⁶ de frêne sont dispersées par le vent (anémochorie), d'autres diaspores pouvant quant à elles être disséminées par les animaux (zoochorie, myrmécochorie, ...), par l'effet de pesanteur (barochorie), etc.

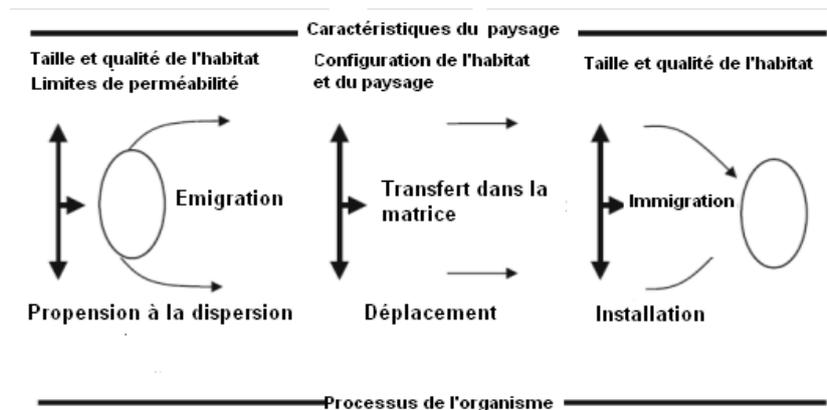


Figure 7. Représentation schématique des trois étapes du processus biologique de dispersion à travers le paysage, Ims & Yoccoz, 1997 modifié par Browler & Benton (2005)

La dispersion diffère des processus de migration ou de recherche de nourriture car celle-ci implique la relocalisation d'un site de reproduction (Clobert *et al.*, 2009). Selon Baguette & Van Dyck (2005), la dispersion peut prendre deux aspects différents. Dans le premier, la dispersion caractérise des mouvements routiniers d'aller-retour dans le but d'aller chercher de la nourriture, et dans le second le mouvement est direct, rapide et destiné au déplacement. Ces deux types de mouvements se distinguent l'un de l'autre.

La dispersion des espèces végétales forestières est un enjeu important pour la régénération⁷ mais aussi pour la pérennisation et la conservation des espèces dans le contexte de changement climatique (cf. Figure 8).

⁶ Capsule indéhiscence (qui ne s'ouvre pas spontanément) ailée propre aux érables, à l'orme, au hêtre, etc. (Plée, 1854)

⁷ La régénération naturelle est réalisée à partir de la germination des graines produites par l'arbre ou le peuplement adulte (Dubourdiou, 1997).

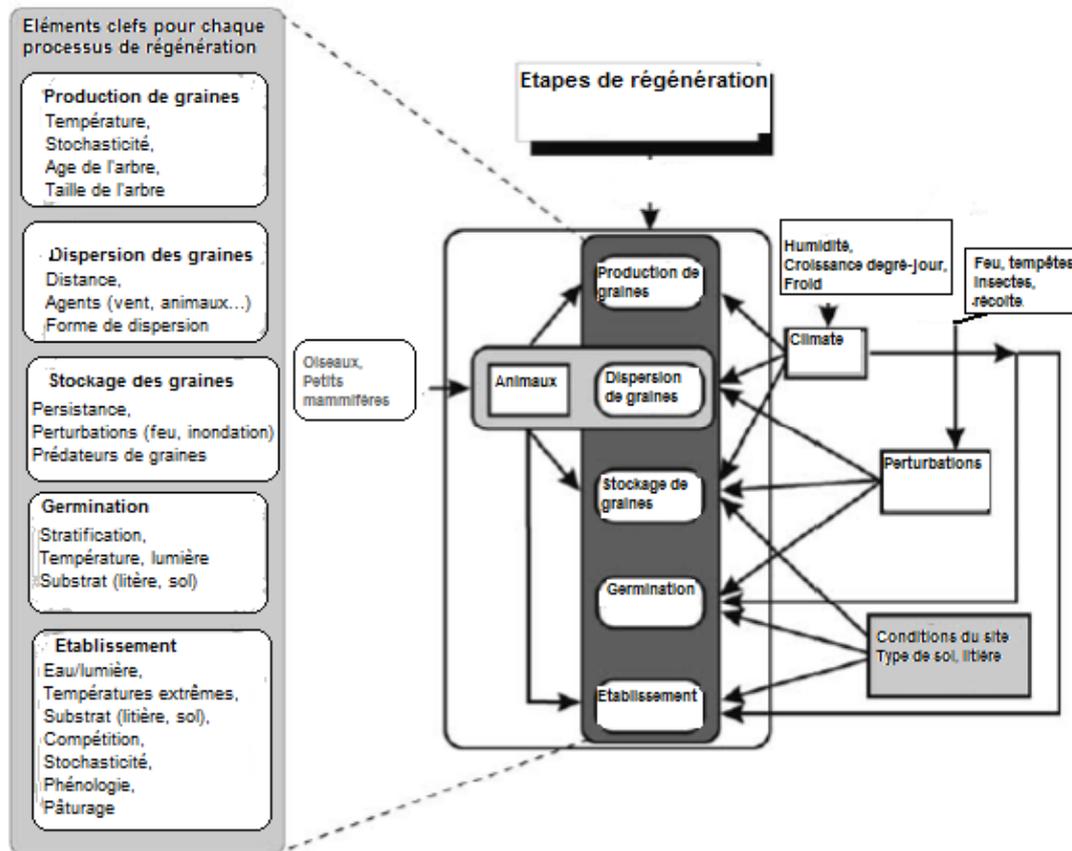


Figure 8. Diagramme illustrant les différentes étapes de la régénération ainsi que le rôle des facteurs biotiques et abiotiques (N.B. : la reproduction végétative n'a pas été insérée dans cette figure), Engler & Guisan (2009)

Les espèces ligneuses sont les végétaux produisant le plus grand nombre de propagules par individu. Les espèces pionnières comme les espèces de saules, de peupliers, d'aulnes et de bouleaux produisent le plus souvent plus de 10 000 graines anémochores par individu et par an. En comparaison, la quantité de graines produites par des essences telles que les hêtres, les chênes, les noyers et les sapins est irrégulière (environ tous les quatre à six ans) et est inférieure à 10 000 graines par an même lors de périodes de forte production. Les graines produites par les ligneux sont adaptées à une large dispersion.

La dispersion des graines lourdes est illustrée au cours de l'Holocène par des distances de dispersion de 300 à 1 000 mètres par an au Nord des Etats-Unis et en Europe (Brubaker, 1986).

Comme indiqué précédemment les deux principaux modes de dispersion des plantes forestières sont l'anémochorie et la zoochorie. En ce qui concerne les diaspores à dispersion anémochore, on peut remarquer qu'une grande partie de ces dernières se retrouve au sol à proximité du plant parent. Les autres propagules quant à elles peuvent être transportés sur des distances de plusieurs kilomètres surtout s'ils ont été entraînés dans des courants d'air ascendants (Neilson *et al.*, 2005). Ce mode de dispersion est facilité par la présence d'ailettes ou de poils sur les diaspores, c'est par exemple le cas pour les akènes ailés de l'érable où la distance parcourue peut être comprise entre 100 et 500 mètres (Van der Pijl, 1969 ; Pitelka *et al.*, 1997). Il est également possible de prévoir les trajectoires des graines grâce à l'étude des vents dominants d'une région donnée.

La dispersion des diaspores par les animaux est beaucoup moins prédictible que le mode de dispersion précédent.

La dissémination des graines par les animaux est plus répandue chez les gymnospermes⁸ (64%) que chez les angiospermes⁹ (36%) pour la plupart des espèces d'Europe centrale (Vittoz & Engler, 2007).

Les animaux tels que les chiroptères, les oiseaux et les grands mammifères peuvent disperser les graines sur de longues distances. Cette dispersion, appelée zoochorie, peut se faire selon deux sous-mécanismes sur de longues distances. Le premier s'effectue à l'intérieur du corps des animaux frugivores pendant la phase digestive (comme les grives, les fauvettes, les renards et les chiroptères), c'est l'endozoochorie, et le second mécanisme correspond au transport des propagules, par exemple sur le pelage des animaux ou sous les sabots, c'est l'épizoochorie (Archaux, com.pers.). Les espèces au mécanisme de dispersion ornithochore¹⁰ réagiraient plus rapidement que les autres aux continuités écologiques (Vittoz & Engler, 2007). Les graines comestibles, dites drupes comme les merises, alises et prunelles, ainsi que les akènes (glands, châtaignes et faines) sont ingérées puis rejetées dans les déjections et les régurgitations. Le renard est capable d'effectuer des déplacements de 3,3 km/jour en moyenne avec un maximum de 13 km et donc disperser les diaspores sur d'assez longues distances (Lloyd, 1975).

Les graines les plus lourdes sont le plus souvent dispersées par les oiseaux comme le Geai des chênes (*Garrulus glandarius*) et les rongeurs comme l'Ecureuil roux (*Sciurus vulgaris*) qui les cachent en faisant leurs réserves (Pitelka *et al.*, 1997 ; Van der Pijl, 1969). Le Geai des chênes transporte de 5000 à 10000 glands par an sur une distance de 10km ce qui contribue à la germination de 2500 à 5000 glands de chêne par an (Ducouso, 2012).

Les petits mammifères, qui ont à la fois un rôle de disperseur et de prédateur, ou les oiseaux granivores qui s'approvisionnent eux-mêmes en graines, contribuent à la dissémination des diaspores lorsqu'elles échappent accidentellement à leur destruction, c'est le mécanisme de « récolte imparfaite » (Ducouso, 2012).

La dispersion est externe, dite épizoochore, lorsque les graines s'accrochent accidentellement au pelage ou aux plumes grâce aux crochets ou aux épines présents sur les diaspores (Neilson *et al.*, 2005). La proportion d'animaux disperseurs de graines est corrélée au type de strate végétale présente (cf. Figure 9).

Les graines produites par les arbres se trouvent en très grande quantité, sont souvent assez grosses et donc plus nourrissantes et attractives pour certains animaux.

⁸ Nom donné aux Spermatophytes (Ensemble des plantes possédant des graines véritables. Les Spermatophytes correspondent à un embranchement du monde végétal regroupant les Gymnospermes, les Angiospermes et quelques groupes fossiles excepté les Fougères) dont les ovules restent nus (du fait de l'absence d'ovaires) (Bastien & Gauberville, 2011).

⁹ Nom donné aux Angiospermes (plantes à fleurs) dont les ovules sont protégés à l'intérieur d'un ovaire. Les graines sont ensuite enfermées dans un fruit (Bastien & Gauberville, 2011).

¹⁰ Qualifie une plante dont la dissémination des diaspores est assurée par les oiseaux (Bastien & Gauberville, 2011).

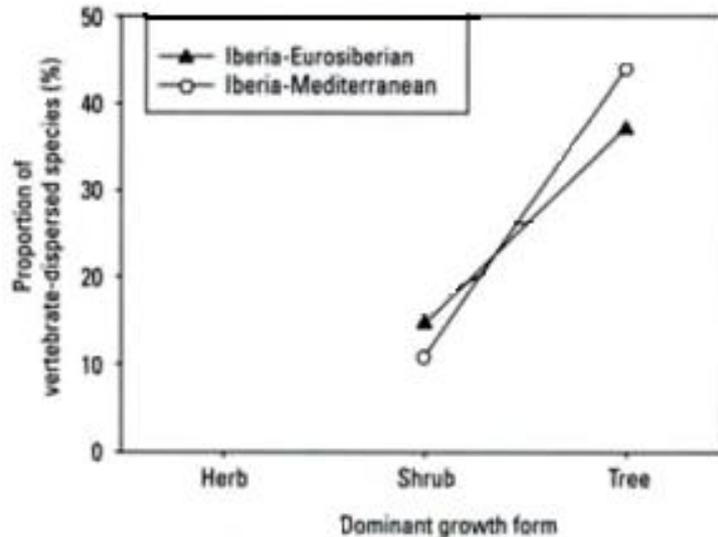


Figure 9. Proportion du nombre d'animaux disperseurs de graines en fonction du type de strate végétale pour deux types de forêts, d'après Herrera & Pellmyr (2002)

La dispersion des propagules se fait également sur de courtes distances par les invertébrés. Les fourmis sont responsables en Europe de la dissémination de 275 espèces de plantes, c'est ce que l'on appelle la myrmécochorie. Cette dernière s'effectue car les fourmis se nourrissent de l'élaïosome¹¹ présent sur les graines, le transport de ces graines s'effectue en moyenne sur une distance d'un mètre (Türke, 2012). Néanmoins, Heinken (2004) a montré que le taux de migration des espèces dispersées par les fourmis ne dépassait pas 0,64 m/an. Lorsque les conditions environnementales ne sont pas favorables aux fourmis comme dans les hêtraies humides et sombres, les gastéropodes peuvent aussi disperser les diaspores, par exemple la Limace léopard (*Limax maximus*) peut disperser une graine sur une distance pouvant aller jusqu'à 4,4 mètres (Türke, 2012). Une étude menée par Bennett (1990) révèle que la quantité d'espèces végétales dispersées par les fourmis diminue au sein de linéaires de haies en fonction de la distance au réservoir forestier, tandis que les espèces dispersés par les vertébrés se retrouvent de manière homogène le long des haies.

La distance de dispersion des propagules dépend en grande partie de leur mode de dispersion (Vittoz & Engler, 2007) (cf. Figure 10). D'après cette étude, les espèces ayant les distances de dispersion les plus élevées sont celles qui ont des mécanismes de dispersion anémochores ou zoochores. Quelle que soit le type de zoochorie : endozoochore ou épizoochore, la distance de dispersion est le plus souvent de plusieurs centaines de mètres.

¹¹ Les élaïosomes correspondent à des appendices gras riches en lipides et en protéines présents sur les diaspores (Gorb, 2010).

| Type | Distance de dispersion (m) | | Correspondance avec les modes de dispersion |
|------|----------------------------|------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| | 50% | 99% | |
| 1 | 0.1 | 1 | Blastochorie (autochorie) Boleochorie (anémochorie) Ombrochorie (hydrochorie) |
| 2 | 1 | 5 | Ballochorie (autochorie) Cystométéorochoirie (anémochorie) Chamaeochorie (anémochorie) pour les fruits en prairie oleochorie (anémochorie) pour les espèces > 30cm |
| 3 | 2 | 15 | Ptérométéorochoirie (anémochorie) pour les herbes Myrmécochoirie (zoochorie) Cystométéorochoirie (anémochorie) fougères, les Orchidées, les Pyrolacées, les Orobanchacées en forêt Trichométéorochoirie (anémochorie) en forêt ou pour les plumes Epizoochoirie (zoochorie) pour les petits animaux |
| 4 | 40 | 150 | Chamaeochorie (anémochorie) pour les graines sur la neige ou les inflorescences sèches Ptérométéorochoirie (anémochorie) pour les arbres Dyszoochoirie (zoochorie) pour les graines non stockés et disséminées par les petits mammifères |
| 5 | 10 | 500 | Trichométéorochoirie (anémochorie) dans les milieux ouverts Cystométéorochoirie (anémochorie) fougères, les Orchidées, les Pyrolacées, les Orobanchacées en milieux ouverts |
| 6 | 400 | 1500 | Dyszoochoirie (zoochorie) pour les graines stockées par de grands animaux Endozoochoirie (zoochorie) pour les graines mangées par les oiseaux et les grands vertébrés Epizoochoirie (zoochorie) par les grands animaux |
| 7 | 500 | 5000 | Agochorie (anthropochorie) |

Quelques définitions :

Blastochorie : dissémination des graines résultant de la configuration des rameaux, longs et pendants, qui les portent

Ombrochorie : propagation des semences par l'intermédiaire des gouttes de pluie, qui en tombant sur les plantes, dispersent les graines par éclaboussures.

Ballochorie : l'agent de dispersion est la plante elle-même, par éjection forte.

Cystométéorochoirie : diaspores avec des cheveux ou des ailettes.

Chamaeochorie : présente lorsque les fruits, les plantes entières ou des pièces détachées d'entre elles, roulent ou glissent poussés par le vent sur la surface du sol.

Figure 10. Estimation des distances de dispersion pour sept modes de dispersion différents lorsque 50% et 99% des diaspores sont dispersées, Vittoz & Engler (2007)

Les corridors permettraient de faciliter les transferts de diaspores entre les fragments d'habitats isolés. Townsend & Douglas (2005) ont montré que les fleurs présentes dans des taches connectées sont approximativement deux fois plus à même de recevoir du pollen provenant d'une tache adjacente que les fleurs dans des taches isolées. Les espèces entomopollinisées seraient sensibles à la présence de corridors car très sensibles à la fragmentation (Kolb & Diekmann, 2005 in Chaurand, 2011).

La présence de corridors serait bénéfique pour les espèces à dispersion non assistée, comme les espèces barochores¹² ou autochores¹³ (Damschen *et al.*, 2008 in Chaurand, 2011), des connaissances manquent cependant en ce qui concerne les mécanismes de la dispersion longue distance pour ces espèces.

La troisième étape de la dispersion, l'établissement d'une propagule, est tributaire du substrat de la zone réceptrice qui doit être écologiquement favorable à la germination.

¹² Mode de dissémination des diaspores se faisant par gravité (Bastien & Gauberville, 2011).

¹³ Fait qu'une espèce assure par elle-même la dispersion des ses diaspores au moyen de mécanismes spécifiques : projection, éclatement du fruit, etc. (Bastien & Gauberville, 2011).

E. Relations entre dispersion et fragmentation du paysage

Le niveau de fragmentation du paysage a une réelle influence sur la dispersion des espèces (Mougenot & Melin, 2000 ; Baguette & Van Dyck, 2007). Les espèces végétales et animales n'ont pas les mêmes besoins du point de vue de leur dispersion (*cf.* Figure 11). Certaines ont besoin de corridors continus comme les carabes, les amphibiens et certaines espèces végétales, comme la Jacinthe des bois (*Hyacinthoides non-scripta*), alors que d'autres espèces comme les grands mammifères, et certaines espèces végétales à dissémination zoochore se contentent de corridors dits « en pas japonais » et peuvent circuler entre les taches même si le corridor est interrompu sur une distance de plusieurs centaines de mètres (Mougenot & Melin, 2000).

La figure ci-dessous montre que, par exemple, un corridor étape ou « pas japonais » est adapté à des plantes ayant pour agent de dissémination : le vent, les grands mammifères et les oiseaux, et donc des agents permettant une dispersion lointaines des diaspores. En revanche, la mosaïque d'habitat et le corridor linéaire sont, par exemple, moins adaptés à un mode de dispersion anémochore.

| Mode de pollinisation | Mosaïque d'habitats | Corridor étape | Corridor linéaire |
|------------------------------|---------------------|----------------|-------------------|
| Anémogame | - | X | - |
| Entomogame | X | X | X |
| Autogame | 0 | 0 | 0 |
| Hydrogame | 0 | 0 | X |
| Agent de dispersion | | | |
| Vent | 0 | X | 0 |
| Petits mammifères terrestres | - | - | X |
| Grands mammifères terrestres | X | X | X |
| Oiseaux | X | X | X |
| Fourmis | 0 | 0 | - |
| Non spécialisé | - | - | X |
| Eaux stagnantes | 0 | 0 | X |
| Eaux courantes et marines | 0 | 0 | X |

X adapté
 - peu adapté
 0 non adapté ou sans objet

Figure 11. Type de corridor à l'échelle paysagère selon le mode de pollinisation et de dissémination des plantes, Hendoux (2008)

Une étude dirigée par Cramer *et al.* (2007) a montré, pour deux espèces végétales forestières tropicales (*Duckeodendron cestroides* et *Bocageopsis multiflora*), que l'espèce ayant les graines les plus grosses est plus sensible à la fragmentation car moins dispersée par les animaux. Ce phénomène pourrait être comparé au résultat d'une autre étude qui a montré que les espèces produisant de grosses graines étaient négativement affectées par la mise en place de corridors induisant une hausse de la prédation des graines (Orrock & Damschen, 2005 *in* Chaurand, 2011 et Cooper *et al.*, 2012).

Globalement, la fragmentation induit une perte d'habitat pour les espèces, les conséquences sont estimées à une perte de 24 à 37% pour les espèces spécialistes puisqu'elles seraient plus sensibles à la présence de connectivité que les espèces dites plus généralistes (Kolb & Diekmann, 2005 ; Haddad & Tewsbury, 2006 ; Turcadi, 2008 ; Bruckmann *et al.*, 2010). Fahrig (2003) discute néanmoins la relation entre perte d'habitat et fragmentation. Une perte d'habitat importante entraînerait systématiquement un impact négatif sur la biodiversité, alors que la fragmentation d'un habitat aurait des effets moindres, négatifs ou positifs. D'autres études concernant les deux notions seraient, selon l'auteur, nécessaires pour déterminer les facteurs qui pourraient conduire à des effets positifs ou négatifs de la fragmentation. Il suggère dans cet article que le terme fragmentation soit réservé à la rupture de l'habitat et donc indépendante de la notion de perte d'habitat. Baguette & Van Dyck (2005 et 2007), ont montré le lien entre la propension à la dispersion et la fragmentation de l'habitat.

Une faible perméabilité du paysage due à la fragmentation peut contraindre certains taxons comme les insectes, les amphibiens, les oiseaux et les mammifères à éviter les zones limitrophes entre deux habitats distincts (l'un favorable à l'espèce et l'autre défavorable). Il est important de noter que la capacité qu'ont les espèces terrestres à se déplacer est, en premier lieu, conditionnée par le milieu et par la décision prise par l'individu.

De manière générale, plus le milieu est inadapté à l'espèce, plus les individus de cette espèce ont tendance à traverser rapidement ce dernier, en empruntant le chemin le plus droit possible, et plus ils encourent un risque pour leur survie. Dans la figure 8, le corridor étape correspond au « pas japonais ». Par exemple, l'expérience menée par Baguette & Van Dyck (*op. cit.*) a exposé le fait que dans un paysage fragmenté, les lépidoptères reviennent plus rapidement aux limites de leur habitat. De même, lorsque la proportion d'habitats est faible, les individus ayant les meilleures capacités de perception d'habitats favorables seront écologiquement avantagés (Baguette & Van Dyck, 2007). Selon une étude menée par Lindborg *et al.* (2011), les plantes forestières sont plus sensibles à la fragmentation du paysage et, plus particulièrement, à l'augmentation de l'isolement et à la diminution de l'habitat que ne le sont les plantes prairiales. Il a été montré dans cette étude que sur les 128 espèces sensibles à l'isolement 88 sont des espèces forestières et que sur les 121 espèces sensibles aux modifications de l'habitat, 89 sont issues du milieu forestier.

Le développement possible de populations pionnières à partir d'évènements de dispersion rares, mais déterminants est également important à prendre en compte dans cette étude. Un des exemples typique pour le milieu forestier est la chenille processionnaire du pin (*Thaumetopoea pityocampa*) (cf. Figure 12). L'expansion de son aire de distribution vers le Nord de la France est corrélée, à la fois à la hausse des températures hivernales, mais aussi au transport accidentel d'individus par l'homme et à l'implantation de pins le long des routes et des autoroutes qui augmentent significativement la rapidité de son expansion (Rousselet *et al.*, 2009).

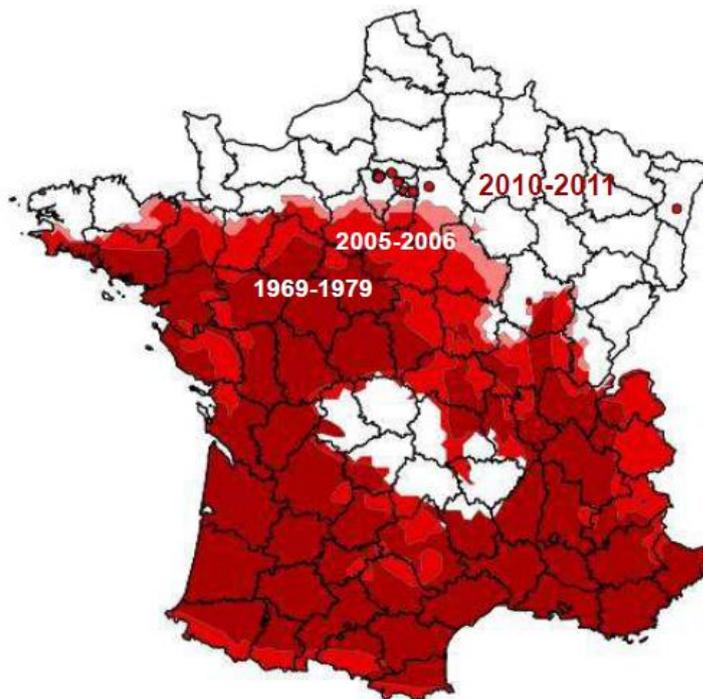


Figure 12. Cartographie de l'expansion de l'aire de distribution de la chenille processionnaire du pin depuis 1969, cartographie sur une grille de 8km et foyers isolés détectés entre 2003 et 2011 (Rousselet *et al.*, 2009).

F. Caractères physiques et biologiques des corridors

La mise en place d'un corridor doit prendre en compte la dépendance des espèces aux habitats, le pouvoir de dispersion des espèces mais aussi la taille des taches, la distance entre taches, le degré de perméabilité de la matrice agricole et les liens existants entre les taches (Paillat & Butet, 1994).

L'utilisation des corridors par la faune varie en fonction de la flore présente, de la dimension des corridors et de la localisation géographique. L'utilisation des corridors varie aussi selon les espèces, même pour des espèces écologiquement très proches, et peut aussi changer selon l'âge et le genre des individus (MacDonald, 2003 ; Rosenberg *et al.*, 1997).

Dans un environnement défavorable, les animaux semblent montrer des adaptations comportementales telles que des déplacements plus rapides. La probabilité pour un animal de trouver le corridor est corrélée avec la distance entre l'habitat initial et le corridor. Plus la distance est grande, plus la probabilité de localisation du corridor est faible. Ceci peut avoir un effet sur les espèces sédentaires et peu d'effet pour les espèces qui ont un fort potentiel de déplacement (Rosenberg *et al.*, 1997).

Deux caractères de corridors sont essentiels aux petits mammifères (Paillat & Butet, 1994) : le couvert végétal et la largeur du corridor. Pour le Campagnol roussâtre (*Clethrionomys glareolus*), plus la strate arbustive présente sur le corridor est dense, plus ses chances d'installation au sein du corridor sont élevées. Un corridor trop étroit, peut entraîner un effet de « lisière » et peut donc accroître la pression de prédation ainsi que le phénomène de pression interspécifique. Il a été montré que l'Ecureuil roux (*Sciurus vulgaris*) persiste plus dans un bosquet si celui-ci est connecté à un réseau de haies. Les corridors sont utiles pour les recolonisations, des bosquets vides sont plus rapidement recolonisés par le Tamia strié (*Tamias striatus*) s'ils sont connectés par des linéaires boisés. Une étude sur l'influence du nombre de connexions entre taches sur des métapopulations de muridés a montré que le nombre de taches connectées est un facteur plus important que le nombre de connexions entre elles (Paillat & Butet, 1994).

Pour la mise en place effective des corridors inter-forestiers, un certain nombre de critères doivent être vérifiés au préalable afin de concrétiser au mieux les différents projets. L'entrée du corridor doit être facilement accessible aux différentes espèces concernées, la topographie, la végétation et la localisation ne doivent donc pas être des freins à la pénétration des espèces dans le linéaire (Beier & Loe, 1992).

Le rapport de l'IFN, publié en 2010, sur les indicateurs de gestion durable, a considéré qu'une discontinuité de 200 mètres n'était pas un obstacle à la continuité d'un ensemble forestier, ce qui est discutable d'un point de vue de certains taxons, comme les carabidés, moins mobiles. Vergara (2011) énonce que l'habitat du corridor doit être homogène sur toute sa longueur, offrant une plus grande attractivité pour les espèces (Beier & Loe, 1992). De fait, Clergeau & Désiré, (1999) ont écrit que l'avifaune et les petits mammifères utilisent préférentiellement des corridors où l'habitat de l'espèce est présent, contrairement au milieu d'origine de l'espèce. Ce comportement est particulièrement accentué pour des espèces situées en limite de milieux telles que les lisières.

D'un point de vue dimensionnel, plusieurs études ont proposé des largeurs et des longueurs possibles pour la mise en place de corridors en milieu forestier. Ces mesures doivent être adaptées aux espèces qu'elles soient de passage ou qu'elles s'y sédentarisent. Pour les espèces qui passeraient une période relativement longue dans le corridor, celui-ci doit comprendre tous les éléments nécessaires au cycle de vie de l'espèce et doit répondre aux besoins essentiels et primaires (Beier & Loe, 1992). La largeur d'un corridor est une des caractéristiques fonctionnelles importante à prendre en compte pour son efficacité.

Selon Bertoud (2010), le continuum forestier doit être d'une largeur d'environ 100 mètres, zone tampon comprise, cette donnée correspond à une approximation statistique des déplacements de faune observés en période de végétation : « Dans le cas de forêts de feuillus, de prairies naturelles et de zones humides bordées de champs cultivés, la végétation écotonale, formée de buissons et de bandes herbeuses sur une largeur moyenne de 20 m, renferme non seulement la quasi-totalité des espèces forestières d'invertébrés, de micromammifères, de reptiles et de batraciens, mais abrite également plus de la moitié des espèces rudérales présentes dans les cultures voisines. Les largeurs retenues (50 ou 100 m) sont issues des travaux menés dans le cadre du réseau écologique national Suisse (Berthoud *et al.*, 2004) et ont été validées par des inventaires de terrain ».

En 2010, la région Franche-Comté était la seule région française ayant précisé des largeurs de zones ou axes (linéaires ou surfaciques à mettre en place), cette largeur s'étend à un minimum de 200 mètres pour les corridors forestiers (Amsallem *et al.*, 2010).

Jongman *et al.* (2004) rapportent dans leur ouvrage que les gammes de largeur les plus convenables et les plus multi-fonctionnelles sont comprises entre 15 et 200, 600 ou 1000 mètres en fonction de la matrice environnante. Un corridor d'un kilomètre de large pourrait dans certains cas s'apparenter à un habitat (Archaux, com.pers.). Certains biologistes de la conservation estiment que plus le corridor est large et riche, plus son efficacité est grande (Hellmund, 2006 ; Birard, 2006) et plus le nombre d'espèces utilisatrices est important. D'autres considèrent que les animaux sont susceptibles de s'égarer dans le corridor si celui-ci est trop large et non adapté (Soulé & Gilpin, 1991). La largeur des haies doit être adaptée aux espèces considérées, certaines espèces fuyant les milieux ouverts pour se protéger des éventuels prédateurs qui s'y trouvent, même si des prédateurs tels que les petits carnivores attendent souvent dans les haies (Baudry, com.pers.). Tischendorf & Wissel (1997) ont montré dans leur étude que les carabes forestiers du genre *Abax*, peuvent utiliser des linéaires de haies de 37 mètres de long et 5 mètres de large pour se déplacer, ces dimensions seraient assez optimales. Le Pic chevelu (*Picoides villosus*), un oiseau américain, nécessite, selon Tassone (1981), des corridors de largeur d'au moins 50 mètres.

Plusieurs taxons ont aussi été à l'étude dans l'article de Haddad *et al.* (2003) réalisée en Californie du Sud (USA) : les papillons, les oiseaux disperseurs de plantes, les petits mammifères et les abeilles. Les corridors utilisés ont été des layons déboisés au sein des pinèdes, les dimensions étant 32 mètres de large, et de longueur comprise entre 64 et 384 mètres. Dans cet exemple, il s'agit de corridors non boisés entre des habitats non boisés, la forêt est ici le milieu « hostile ». Pour chaque taxon, les corridors mis en place ont systématiquement orienté le mouvement des espèces. En moyenne, les corridors ont accru les mouvements des espèces de 68% en comparaison avec les taches non connectées. L'aversion des espèces pour des habitats inadéquats influencent la réponse des espèces vis-à-vis des corridors. Pour certaines espèces, les corridors n'ont pas influé sur le nombre d'individus émigrants. L'une des limites de l'étude est que l'on ne sait pas si ces résultats sont dus à l'effet corridor ou à l'extension d'habitat. Par ailleurs, la focalisation des mouvements ne signifie pas nécessairement une meilleure efficacité du fonctionnement en métapopulation (Archaux, com.pers.)

Pour ce qui est du rôle des haies pour les espèces forestières, Wehling & Diekmann (2009) ont souligné leur importance en tant que corridors et habitats. Leur étude réalisée en Allemagne, dans une matrice à dominante agricole, a montré que plus de 75% des espèces végétales observées dans les milieux forestiers environnants étaient présentes dans le corridor constitué de haies. Les haies pourraient donc, selon cette étude, être de bons habitats pour la flore forestière, celles situées les plus proches des massifs forestiers étant les plus riches en espèces spécialistes. Sitzia (2007) s'est également penché sur l'utilité des haies dans la dispersion des plantes forestières. Il a résulté de cette étude qu'il était préférable de ne pas implanter le corridor à une distance de plus de 100 mètres du milieu forestier surtout pour les espèces à dispersion limitée comme les espèces myrmécochores (qui se dispersent à l'aide des fourmis) alors que les espèces à dispersion zoochore sont plus sujettes au comportement de l'animal. Les haies semblent donc constituer un habitat favorable à la dispersion des espèces animales ou végétales forestières.

Un autre article recensant 26 études menées sur le thème des haies en tant que corridors entre des taches d'habitats forestiers a montré que dans certains cas les haies montraient un intérêt évident pour les déplacements d'animaux mais cette étude conclut que les recherches menées devraient être répliquées et suivies sur le long terme dans le but d'orienter les politiques publiques (Davies & Pullin, 2006).

L'efficacité d'un corridor est également dépendante du nombre de connexions que ce dernier propose, et également de sa qualité et de sa richesse intrinsèque (Birard, 2006). Par exemple, Petit & Burel (1998) ont démontré que le nombre et la qualité des connexions entre les massifs forestiers ont une grande importance dans la distribution des carabidés. Les zones refuges, situées tout le long des linéaires, permettent le repos des individus ou bien le repli face à un prédateur et sont donc aussi des éléments importants à prendre en compte (Beier & Loe, 1992). Ces zones peuvent ainsi se distinguer du milieu général du corridor par une densité plus importante de végétation.

VI. Les impacts du changement climatique sur les écosystèmes forestiers

Présentation des principaux scénarios du GIEC

L'évolution future du climat est aujourd'hui assez bien connue pour les trois ou quatre décennies à venir en raison de la grande inertie des phénomènes concernés (réchauffement des océans, durée de vie plus ou moins longue des gaz à effet de serre). En revanche, une forte incertitude demeure pour la fin du XXI^{ème} siècle, dépendante des évolutions socioéconomiques influant sur les émissions de gaz à effet de serre (Massu & Landmann, 2011).

Les scénarios issus du SRES (Rapports Spéciaux de Scénarios d'Émission) proposent quatre canevas qualitatifs produisant quatre ensembles de scénarios, appelés familles: A1, A2, B1 et B2. Au total 40 scénarios SRES ont été élaborés. Tous sont équiprobables. L'ensemble de scénarios comprend six groupes de scénarios découlant des quatre familles : un groupe pour chacune des familles A2, B1 et B2 et trois groupes pour la famille A1, caractérisant des évolutions respectives des technologies énergétiques : A1FI (intensité de combustibles fossiles), A1B (équilibre) et A1T (prédominance des combustibles non fossiles) (GIEC, 2007).

Ces scénarios recouvrent un large éventail de caractéristiques futures potentielles comme l'évolution démographique, le développement économique et l'évolution technologique. Le canevas et la famille de scénarios A1 décrivent un monde futur dans lequel la croissance économique sera très rapide, la population mondiale atteindra un maximum au milieu du siècle pour décliner ensuite et de nouvelles technologies plus efficaces seront introduites rapidement. Le canevas et la famille de scénarios A2 décrivent un monde très hétérogène. A2 est le scénario le plus pessimiste car il envisage une certaine inaction ou inefficacité des autorités mondiales qui ne pourraient éviter d'ici 2100 un triplement des concentrations en gaz à effet de serre depuis la révolution industrielle. Celui-ci se traduirait par une augmentation de température moyenne pour la France de 2,5 à 3,5 °C en un siècle. Le thème sous-jacent est l'autosuffisance énergétique et économique ainsi que la préservation des identités locales. Les schémas de fécondité entre régions convergent très lentement, avec pour résultat un accroissement continu de la population mondiale. Le développement économique a une orientation principalement régionale, et la croissance économique par habitant et l'évolution technologique sont plus lentes que dans les autres canevas (GIEC, 2007).

Le canevas et la famille de scénarios B1 décrivent un monde convergent avec la même population mondiale culminant au milieu du siècle et déclinant ensuite. L'accent est mis sur des solutions mondiales orientées vers une viabilité économique, sociale et environnementale, y compris une meilleure équité, mais sans initiatives supplémentaires pour gérer le climat.

Le canevas et la famille de scénarios B2 décrivent un monde où l'accent est mis sur des solutions locales dans le sens de la viabilité économique, sociale et environnementale.

Le scénario B2 correspond donc à une réduction efficace et générale des émissions permettant de ralentir l'augmentation de la concentration atmosphérique en gaz à effet de serre, laquelle limiterait l'accroissement de la température moyenne en France à 2 °C d'ici 2100. Ce scénario, présenté comme optimiste, correspondrait tout de même à une augmentation de la température de la planète comparable aux périodes les plus chaudes des 400 000 dernières années (GIEC, 2007).

(D'après les rapports du GIEC et de la synthèse « Changement climatique, impacts sur les milieux aquatiques et conséquences pour la gestion », Basílico L., Massu N et Séon-Massin N. (2010).)

Ces différents scénarios ont été modélisés et les premiers impacts du réchauffement de ces dernières années sont énoncés ci-après.

Etat des lieux de la forêt en France et impacts généraux du changement climatique :

La grande variété de la composition en espèces de la forêt française doit beaucoup à sa situation, au carrefour de quatre régions biogéographiques : atlantique, alpine, continentale et méditerranéenne. Feuillues à près des deux-tiers, les régions dominées par les conifères se situent en montagne où sont présents le Sapin pectiné (*Abies alba*) et l'Epicéa commun (*Picea abies*) mais également en plaine, à l'exemple du massif landais avec le Pin maritime (*Pinus pinaster*) et de la Sologne avec le Pin sylvestre (*Pinus sylvestris*). Les peuplements mélangés représentent la moitié de la surface et du volume, et sont nettement majoritaires dans un grand quart Nord-est ainsi qu'en montagne (IGN, 2012). La forêt française a une structure contrastée du point de vue traitement sylvicole : futaie régulière pure ou mélangée à 50 %, diverses modalités de futaie irrégulière à 5 %, taillis-sous-futaie à 25 %, taillis simple à 15 % et autres traitements à 5 % (IGN, 2012). En outre, la forte extension récente des boisements implique que les formations anciennes de plus de 200 ans n'occupent qu'environ la moitié de la surface totale actuelle des forêts.

L'utilisation accrue de l'énergie fossile, le recul de l'agriculture dans les zones difficiles d'exploitation et une politique vigoureuse de boisement sont à l'origine d'un doublement de la surface de la forêt française entre la première moitié et le dernier quart du 19^{ème} siècle., qui occupe à présent 16 millions d'hectares, soit 28 % du territoire métropolitain et qui stocke environ 2,4 milliards de mètres cubes de bois, soit 160 m³/ha, chiffre en augmentation constante (Massu & Landmann, 2011).

Les forêts sont soumises aux mêmes évolutions de l'environnement physique que les autres écosystèmes : augmentation des concentrations en CO₂, de la température, des déficits hydriques, des dépôts azotés atmosphériques, de l'exposition à l'ozone, etc. Leurs réactions à des événements extrêmes, comme les sécheresses, s'étalent parfois sur plusieurs années. En ce qui concerne les effets du changement climatique, au cours des années 2000, les travaux de modélisation sur l'évolution potentielle des niches climatiques de la végétation forestière ont relancé les réflexions à propos de l'adéquation des essences à la foresterie de demain (Massu & Landmann, 2011). Les impacts spécifiques sur les écosystèmes méditerranéens, montagnards et de plaine sont détaillés page 34.

VII. Modes de dispersion des espèces forestières et migration dans un contexte de changement climatique : état de l'art

Cet état de l'art s'appuie en grande majorité sur des études réalisées à l'étranger car il y a peu de références françaises sur le sujet. Cette partie traite donc de l'état de l'art concernant la dispersion et la migration de quelques espèces végétales et animales forestières. Elle traite donc de sujets de réflexion essentiels à une mise en place cohérente et pertinente de la TVB.

A. Migration des espèces végétales forestières dans un climat changeant

Les mécanismes de dispersion des végétaux sont indispensables à la migration des espèces dans un contexte de changement global (cf. Figure 13).

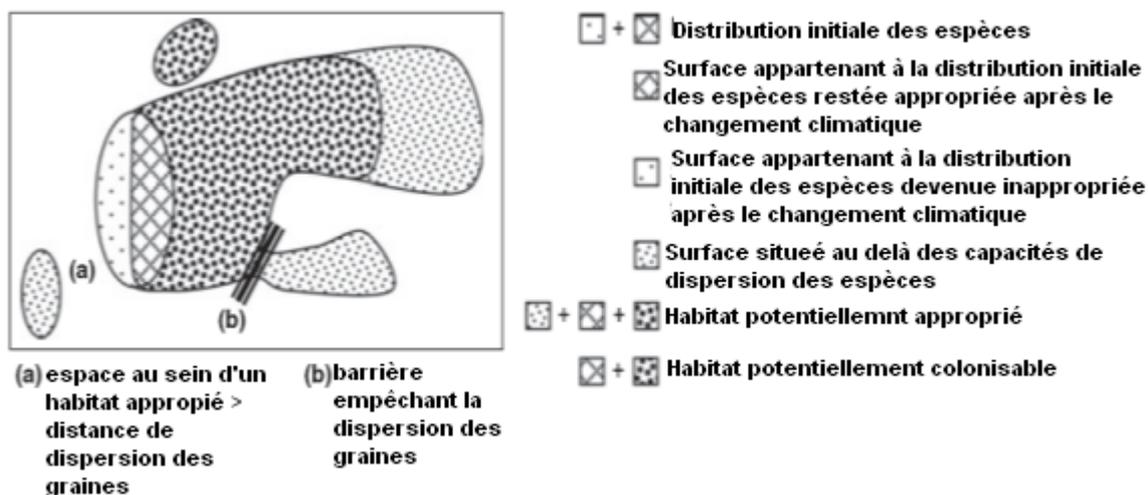


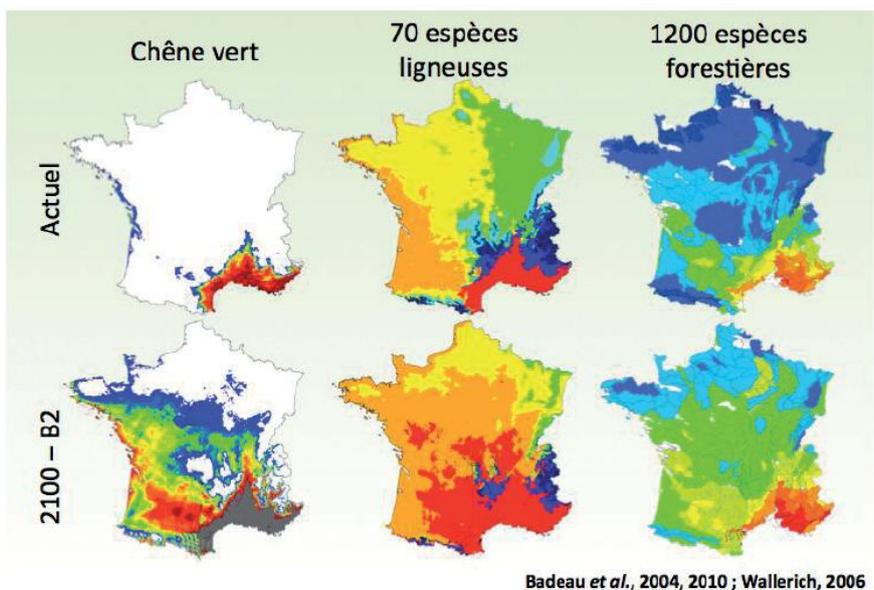
Figure 13. Représentation schématique de la dispersion des espèces dans un contexte de changement climatique, Engler & Guisan (2009)

La végétation forestière devrait être confrontée à une hausse de température rapide et de grande ampleur. La migration des végétaux va s'opérer à différentes vitesses et de différentes manières selon les espèces considérées et leurs différents modes de dispersion. Différents obstacles devront également être surmontés pour pouvoir permettre cette migration.

1. Forêts de plaine

Occupant 62 % des forêts françaises (IGN, 2012), les forêts de plaines et collines atlantiques et continentales sont également les mieux documentées. Un certain nombre d'impacts sont probablement communs à l'ensemble des milieux biogéographiques comme l'allongement de la période de végétation de 10 à 15 jours depuis les années 60 (Menzel & Fabian, 1999).

Les dates de ponte chez certains oiseaux forestiers comme la mésange ont également été avancées de quelques jours (Møller *et al.*, 2010). Des études rapportent des modifications de la répartition des arbres, arbustes et épiphytes forestiers. Ces changements semblent en partie attribuables à la hausse des températures hivernales ou à la forte réduction de nombre de jours de gel (cf. Figure 14) (Massu & Landmann, 2011). Cette figure montre la probabilité de trouver la ou les essences concernées selon des changements de caractéristiques des milieux qui ont été modélisés. L'exemple du Chêne vert illustre la probabilité de le trouver plus adapté en 2100 aux milieux de l'Ouest de la France, son aire de répartition pourrait selon ce modèle s'étendre au contraire d'autres essences modélisées comme le Hêtre commun.



Légende des probabilités

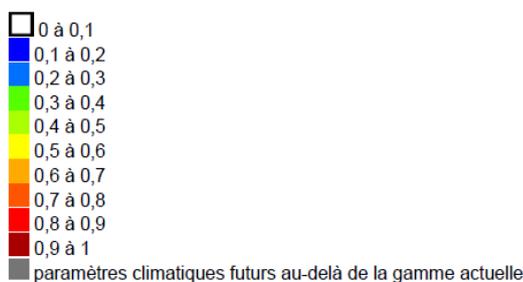


Figure 14. Evolution des aires climatiques potentielles pour différentes espèces forestières selon le scénario B2, Badeau *et al.* (2004) et Badeau *et al.* (2010)

Les effets de sécheresse sont plus fréquents cette dernière décennie. Les observations de terrain analysées par le Département de la santé des forêts du Ministère de l’agriculture (Pauly & Belrose, 2005) ont montré que les effets de la sécheresse étaient variables selon les essences (*cf.* Figure 15).

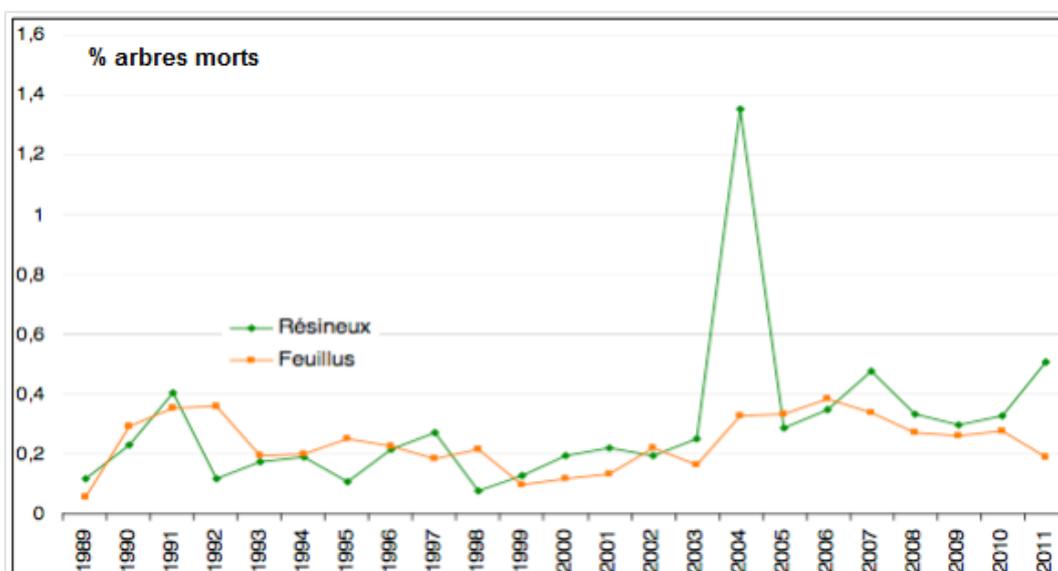


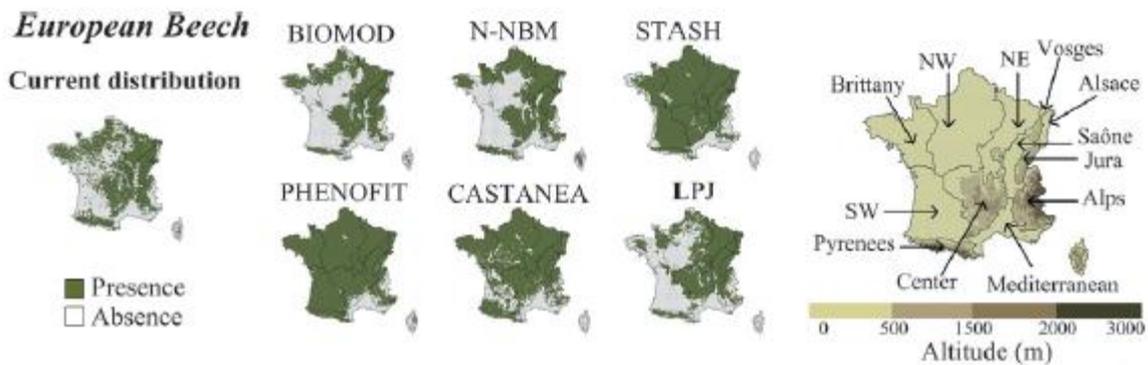
Figure 15. Mortalité annuelle des résineux et des feuillus dans le réseau 16km x 16km du Département Santé des Forêts depuis 1989 (Goudet, 2011).

Pour ce qui est du fonctionnement des écosystèmes l'augmentation de productivité a pu être précisément quantifiée, notamment pour des essences feuillues comme le chêne, dont la productivité a doublé, et le hêtre dans le nord de la France (Spiecker, 1999 et Bontemps, 2006). Les dépôts d'azote, les changements climatiques, les évènements extrêmes, les changements d'utilisation des sols, la hausse du CO₂ atmosphérique, les changements de sylviculture, entre autres, seraient les principaux facteurs déterminants de cette augmentation de productivité (Badeau, com.pers.).

L'étude de Thuiller *et al.* (2005) montre la distribution de 1350 espèces végétales européennes sous sept scénarios de changement climatique. Les projections montrent que de nombreuses espèces pourraient être sévèrement menacées en application des critères de la liste rouge de l'UICN.

L'aire de répartition actuelle des arbres et la composition des peuplements forestiers sont la résultante de trois facteurs principaux : les exigences écologiques des essences d'une part, la répartition spatiale des contraintes de l'environnement et la dynamique antérieure du couple essences /environnement.

Les niches écologiques potentielles des principales essences forestières françaises ont été modélisées puis cartographiées. Un article de Cheaib *et al.* (2012) a recensé et comparé les différents modèles pour essences les plus présentes en France comme le Hêtre commun (*Fagus sylvatica*) (cf. Figure 16). Les huit modèles prédictifs pris en compte sont à l'origine de nombreuses décisions pour la gestion forestière. En moyenne, les modèles prévoient des changements significatifs pour les espèces d'arbres tempérés dans les zones de plaine. Les désaccords entre modèles, pour ce qui concerne les arbres à feuilles caduques en zone tempérée, proviennent essentiellement de la prise en compte plus ou moins importante des impacts de la hausse de la teneur en CO₂ atmosphérique (cf. Figure 16). Différents critères ont été considérés dans les différents modèles. En règle générale, comparé à l'état initial déterminé par chaque modèle, la tendance future est à la régression de l'aire de répartition du hêtre. Dans le cas du hêtre, il ne s'agit pas de migration au sens où le changement climatique favoriserait la progression spatiale, mais de régression de l'aire. L'échelle est néanmoins importante car il peut se trouver des microclimats favorables au hêtre dans des zones à faible probabilité de présence (Baudry, com.pers.).



Predicted future distribution (2055)

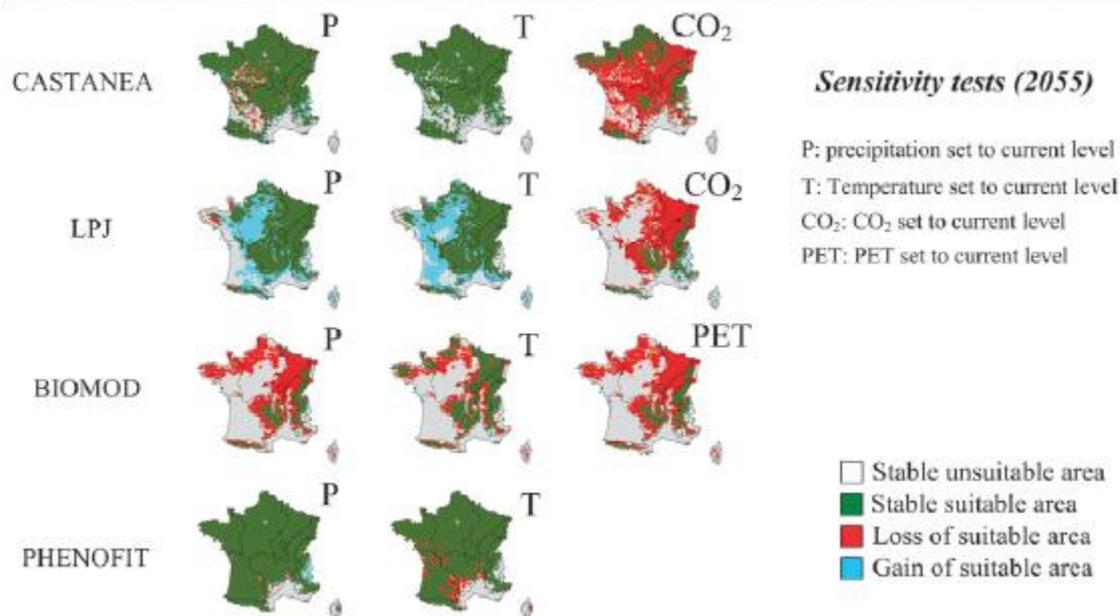
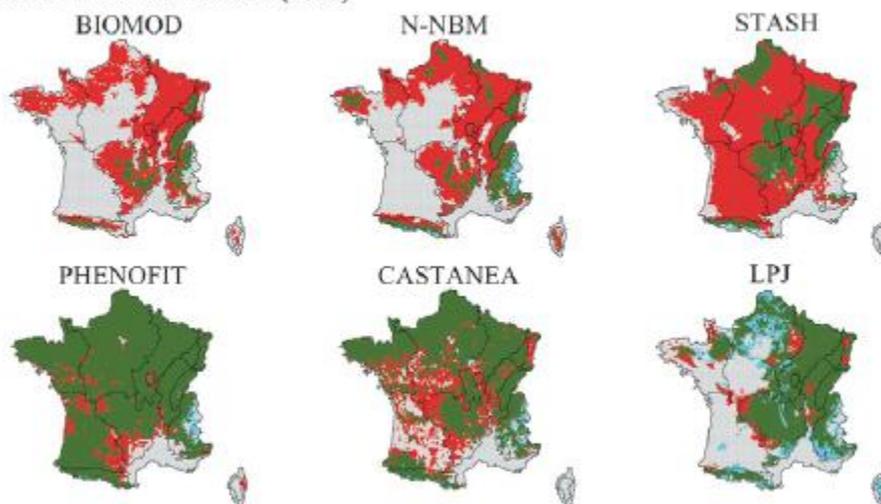


Figure 16. Distribution modélisée du Hêtre commun. 1er schéma : Situation actuelle du Hêtre commun en France simulée par les différents modèles ; 2ème schéma : Changements dans la distribution au milieu du siècle (Rouge : prédit pour être présent à l'heure actuelle mais absent en 2055, Bleu : prédit pour être absent aujourd'hui mais présent en 2055, Vert : Prédit pour être présent aujourd'hui et en 2055, Blanc : prédit pour être absent aujourd'hui et en 2055) ; 3^{ème} schéma : Tests de sensibilité effectués à partir d'une variable climatique.

Plus de la moitié des espèces étudiées dans l'étude de Thuillier *et al.* (2005) pourraient être classées sous le statut d'espèce vulnérable ou menacée d'ici 2080. Il a été montré que les risques d'extinction des espèces pourraient être grands y compris sous des scénarios modérés de changement climatique. Deux modèles de prédiction ont été effectués, un dans le cas où il n'y aurait pas de migration des espèces, l'autre où les espèces n'auraient pas de contraintes de migration et d'installation (*cf.* Figure 17).

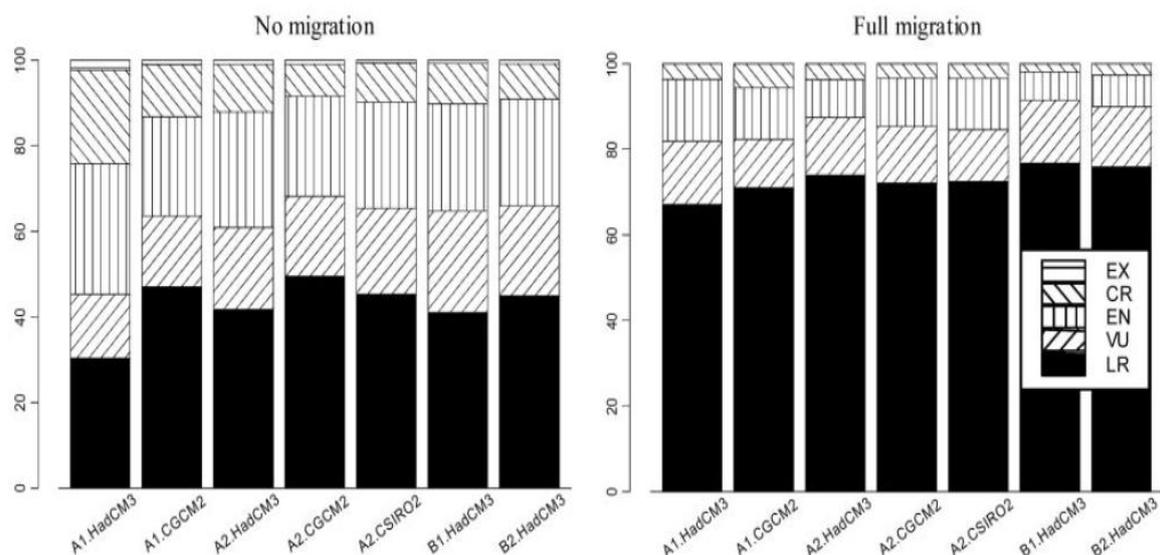


Figure 17. Proportion des espèces classées selon les différents statuts de la liste rouge de l'UICN (EX : Extinct, CR : Critically Endangered, EN : Endangered, VU : Vulnerable, LR : Lower Risk) sous deux hypothèses : l'une où les espèces ne migrent pas et l'autre où les espèces effectuent une migration sans contraintes, Thuillier *et al.* (2005).

Les impacts du changement climatique sont supposés moindres que ceux dévoilés dans l'étude de Thuillier *et al.* (*op. cit.*), car les espèces ont la possibilité de se disperser à travers les paysages et la niche climatique réalisée ne correspond pas forcément à la niche climatique fondamentale (notamment parce que la distribution des espèces n'est pas le simple fruit du climat) et que les espèces peuvent répondre de manière micro-évolutive aux changements globaux (Archaux, *com.pers.*).

Si l'on prend en compte le scénario le plus sévère A1-HadCM3 et que l'on suppose que les espèces ne se déplacent pas, 22% des espèces deviendraient sévèrement en danger et 2% disparues en 2080. S'il est considéré par ailleurs qu'il n'y a aucune contrainte de migration, les résultats sont moins sévères, 67% des espèces pourraient être considérées avec un risque faible d'extinction avec le scénario A1-HadCM3, et 76% avec le scénario B1-HadCM3. Dans un espace fragmenté, les événements aléatoires affectent une plus grande proportion d'espèces et défavorisent la migration de ces dernières. Par exemple, les dépôts d'azote favorisent l'invasion des milieux ouverts par les espèces opportunistes, et modifient par la même occasion la compétition entre les communautés végétales.

Dans une grande partie de l'Europe centrale et de l'Ouest, l'augmentation des températures pourrait engendrer un remplacement des conifères naturels par des arbres plus compétitifs (Koca *et al.*, 2006). Plusieurs études menées en Suisse montrent que l'Epicéa commun (*Picea abies*) est susceptible d'être remplacé par le Hêtre commun (*Fagus sylvatica*) (Bugmann, 1997). Les espèces inféodées aux forêts matures et fermées comme certains lichens pourraient aussi être négativement affectées par les hausses de température (Aptroot & van Herk, 2007).

D'après de nombreuses recherches scientifiques, d'ici la fin du XXI^{ème} siècle, l'aire de répartition des espèces aura changé de 100 à 400 kilomètres au Nord et à l'Est.

Le taux moyen de dispersion des graines chez les espèces ligneuses varie entre 100 et 700 mètres par an selon l'espèce (European Commission for Agriculture and Rural Development, 2008), induisant une capacité de déplacement de 10 à 70km sur les cent prochaines années, si l'on omet la fragmentation du paysage et l'agriculture qui sont des freins à la migration des espèces (Thuiller, 2003 et Badeau *et al.*, 2005).

Le Chêne vert (*Quercus ilex*) progresse d'environ 30 mètres par an dans les dunes du Médoc alors que l'évolution prévue du climat prédit un déplacement compris entre 3 et 10 kilomètres par an. Cette vitesse est bien supérieure à celle constatée durant la recolonisation post-glaciaire (*cf.* Figure 18) (Ducouso, 2012).

Figure 18. Vitesse de recolonisation, distance de dispersion par génération (pendant la période postglaciaire), et agent de dispersion en fonction des différents types biologiques des graines, Huntley et Birks (1983)

| Genre | Distance de dispersion (km/génération) | Agent de dispersion principal |
|-----------|----------------------------------------|-------------------------------|
| Bouleau | 2,5 | Vent |
| Noisetier | 7,5 | Animaux |
| Orme | 8 | Vent |
| Chêne | 7-10 | Animaux |
| Pin | 1-7 | Vent |
| Aulne | 5-6 | Vent |
| Tilleul | 10 | Vent |
| Frêne | 1-3 | Vent |
| Hêtre | 4-8 | Animaux |

Une méta-analyse globale de Parmesan & Yohe (2003) menée sur de nombreuses espèces végétales a, quant à elle, montré une migration des espèces avoisinant les 6,1 kilomètres par décennie en direction des pôles (ou mètres par décennie en altitude) et un avancement dans les stades phénologiques de printemps de 2,3 jours en moyenne par décennie.

L'étude des changements dans les communautés floristiques des placettes du réseau RENECOFOR n'a pas montré d'évolution marquée depuis 1992, néanmoins des changements floristiques sont visibles à une échelle spatiale plus fine.

L'amplitude de déplacement des espèces reste faible, les systèmes forestiers possèdent donc une forte inertie. Il n'y a pas d'impact très fort constaté de certains événements extrêmes, comme la sécheresse de 2003. L'une des hypothèses formulée est que la récurrence de ces événements a été faible sur le pas de temps limité du suivi. Par ailleurs, il y a bien des liens entre climat et diversité floristique mais les facteurs contraignants ne sont apparemment pas les mêmes en montagne et en plaine. Par exemple, il y aurait un effet bénéfique des fortes chaleur en montagne mais pas en plaine et un effet bénéfique des précipitations en plaine mais pas en montagne (Archaux *et al.*, 2009).

D'un point de vue de la gestion forestière, le semis d'essences pourrait faciliter la dispersion naturelle pour permettre de faire face, en partie, aux différents obstacles à la dispersion (European Commission for Agriculture and Rural Development, 2008). Les individus d'une espèce en conditions marginales sont à conserver car ces derniers peuvent receler des ressources génétiques remarquables (Ducouso, 2012 et Bertrand *et al.*, 2011).

2. Forêts de montagne

Les régions montagnardes, généralement très boisées, constituent des zones de gradients écologiques et climatiques marqués. Ce sont, de ce fait, des milieux a priori favorables à la détection de modifications du fonctionnement des écosystèmes. Le changement climatique devrait être important dans cette zone biogéographique, avec des différences saisonnières marquées (les changements de température récents sont plus importants au printemps et en été qu'en hiver ; les précipitations augmentent plus en hiver et diminuent en été) et cette différence devrait s'amplifier d'après les projections (Cheaib *et al.*, 2012).

De façon générale, la croissance et la mortalité des peuplements sont impactées de façon plus importante dans les zones de basse altitude. Les déplacements des aires de répartition des espèces forestières montagnardes s'expliquent par des modifications de la biologie, et notamment de la phénologie des organismes (Yoccoz *et al.*, 2010). Du point de vue des insectes, la processionnaire du pin (*Thaumetopoea pityocampa*), par exemple, progresse vers des altitudes plus élevées dans les Alpes, les Pyrénées et le Massif central : environ 50 mètres par décennie ont été observés au cours des 30 dernières années.

Les hausses des températures moyennes et de l'azote atmosphérique ont entraîné une élévation en altitude des espèces végétales forestières. Ces deux phénomènes, qu'on ne peut déconvoluer, peuvent alors conduire à une hausse de la richesse spécifique en altitude mais aussi à une possible disparition des espèces les plus limitées dans leur dispersion (Bodin, 2010 ; Lenoir *et al.*, 2008 ; Walther *et al.*, 2005). Dans d'autres cas, les végétaux montent en altitude en raison de la déprise agricole des pâturages alpins, dans d'autres cas encore les espèces montent en raison de la fermeture (maturation) des couverts forestiers (Badeau, com.pers.).

Par exemple, l'Épicéa commun (*Picea abies*) a colonisé l'écozone¹⁴ subalpin et alpin entre 1850 et 1950 mètres ces soixante dernières années, en majeure partie en raison de la déprise agricole. Cette élévation pourrait s'accroître de 50 mètres dans un futur proche (Stützer, 1999). Theurillat & Guisan (2001) ont étudié les impacts du changement climatique sur la végétation présente dans les Alpes. Selon les modélisations appliquées dans l'étude, les forêts à dominante de Hêtre commun (*Fagus sylvatica*) pourraient être remplacées par des chênaies-charmaies dans les régions de basse altitude au Nord des Alpes, cependant ce phénomène pourrait être atténué par une hausse des précipitations.

Les espèces sommitales pourraient être les plus menacées car leur migration en altitude ne sera pas possible, elles ne sont également pas capables de se déplacer rapidement. En Suisse, une augmentation de température de 3,3°C correspondrait théoriquement à un déplacement en altitude de 600 mètres et être accompagné d'une réduction de 63% de l'aire de répartition des espèces alpines. Cependant, la végétation de basse altitude pourrait voir son aire de répartition diminuer de 20% et la baisse pour les espèces subalpines serait de 9%. Si l'inertie des étages de végétation est prise en compte, une hausse moyenne des températures de 1 à 2°C déplacerait en altitude les limites forestières de 100 à 200 mètres (Theurillat & Guisan, 2001).

Walther *et al.* (2005) ont remarqué lors d'une étude menée dans les montagnes allemandes que la migration des espèces en altitude est plus rapide depuis 1980. Les cortèges floristiques présents sur différents sommets ont été comparés trois années différentes (1900, 1980 et 2003). La richesse spécifique des sommets, qui correspond au nombre d'espèces présentes, a augmenté au dernier recensement (*cf.* Figure 19).

¹⁴ Un écozone est une zone de changement graduel entre deux zones contenant des communautés relativement hétérogènes. C'est une zone frontière montrant un changement progressif entre deux écosystèmes en réponse à la variation progressive d'au moins un facteur environnemental majeur (Deboudt, 2010).

Néanmoins il ne semble pas que cette augmentation se soit produite au détriment des espèces spécialistes des hautes altitudes. La migration des espèces en altitude a été en moyenne de $27,8 \pm 14,6$ mètres par décennie dans l'étude.

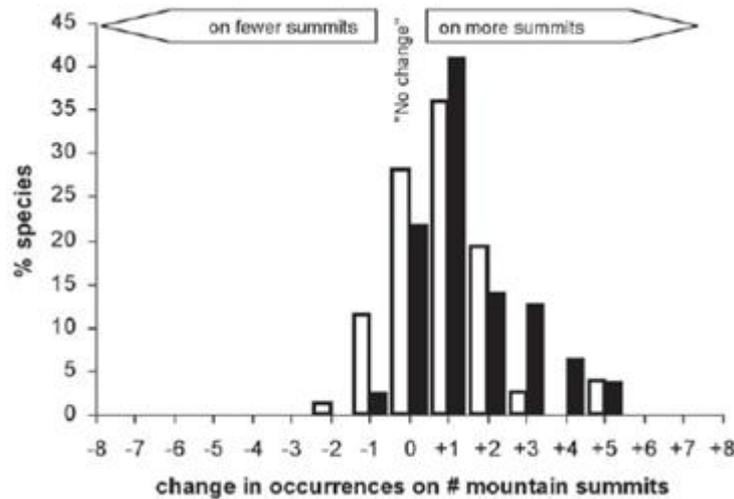


Figure 19. Changements dans l'abondance des plantes vasculaires sur les sommets à sol siliceux. Les colonnes blanches et noires représentent respectivement les changements opérés sur les périodes 1905-1985 et 1905-2003, Walther *et al.* (2005)

Une autre étude menée par Lenoir *et al.* (2008) dans les montagnes françaises a montré que le réchauffement climatique a entraîné un changement significatif dans la distribution altitudinale de 171 espèces végétales forestières, même si le changement climatique n'est probablement pas le seul facteur en jeu. Ces espèces se sont en effet déplacées de 29 mètres par décennie en moyenne.

En théorie, une augmentation de $0,5^{\circ}\text{C}$ par décennie aurait dû entraîner la migration des espèces de 89 mètres par décennie. Cependant dans l'étude menée dans la vallée de la Maurienne, entre 1955 et 2002, le réchauffement a été de $0,16^{\circ}\text{C}$ par décennie et la migration des espèces de $28,8\text{m}/\text{décennie}$ (Bodin, 2010). Le fait que les espèces n'aient pas migré à hauteur des augmentations de température s'explique en grande partie par le fait que les espèces possèdent une forte inertie et des capacités de résilience et d'adaptation aux changements. Les espèces ne migrent que si l'habitat devient favorable, et l'augmentation de température ne le rend pas forcément favorable. En effet, les espèces présentes peuvent se maintenir dans des conditions dans lesquelles elles ne pourraient pas s'installer (Baudry, com.pers.).

Les espèces situées dans les habitats montagnards et plus particulièrement les espèces herbacées (caractérisées par un renouvellement rapide) ont subi un changement plus prononcé que les autres. L'étude de Bodin s'est axée sur les espèces végétales forestières car ces dernières sont plus révélatrices des changements à long terme car la canopée agit comme une zone tampon en lissant les écarts annuels de température au sein des massifs forestiers. La plupart des espèces ont vu leur optimum d'élévation à des hauteurs plus élevée entre 1986 et 2005 que durant la période 1905-1985. Les espèces montagnardes ont montré de plus grands changements dans leurs aires de répartition que les espèces ubiquistes. Cette étude montre également que les dépôts d'azote seuls ne permettent pas d'expliquer la migration des espèces. Les effets dus aux changements de l'occupation des sols ont été écartés dans cette étude car seules les forêts matures gérées ont été étudiées.

On peut donc en conclure que le réchauffement climatique qui s'opère depuis plusieurs années est une des causes de l'augmentation des vitesses de migration mais d'autres facteurs importants sont à prendre en compte comme, par exemple, la déprise agricole et la hausse des dépôts d'azote.

On peut également supposer que les espèces partageant la même niche écologique devraient montrer des tendances similaires de changement (Lenoir *et al.*, 2008).

L'étude menée par Bodin (2010) dans la vallée de la Maurienne a fait ressortir le fait que les espèces ubiquistes thermophiles ont eu une migration plus rapide en altitude, ceci a alors induit un changement dans les communautés végétales en favorisant les espèces thermophiles au détriment des espèces caractéristiques d'un climat continental.

Il a également été démontré que l'augmentation des dépôts d'azote joue un rôle dans la migration des espèces ubiquistes et diminue donc la diversité bêta¹⁵ et accroît le phénomène d'eutrophisation.

Le fait que la végétation n'ait pas suivi le mouvement des isothermes de température peut s'expliquer par le fait que les plantes sont susceptibles d'être limitées dans leur capacité de dispersion, comme par exemple les espèces géophytes¹⁶. Les relations de compétition interspécifiques et intra-spécifiques¹⁷ peuvent également être un frein à la dispersion. Malgré tout, les plantes forestières de montagne, souvent pérennes, sont pressenties pour disparaître moins rapidement que d'autres.

3. Forêts méditerranéennes

Il n'y a pas d'impact constaté spécifique sur la phénologie des écosystèmes méditerranéens. Les tendances observées sont conformes aux tendances générales.

Les espèces dites méditerranéennes pourraient néanmoins occuper toute la moitié sud du territoire national qui pourrait devenir une niche climatique potentielle, tandis que le groupe des espèces tempérées-océaniques pourrait venir remplacer la végétation tempérée-continentale. Les modélisations prospectives réalisées dans le cadre du projet de recherche CLIMATOR (INRA Avignon) montrent que les forêts françaises se trouveront dans des conditions plus défavorables, avec des déficits hydriques accrus, d'autant plus que les indices foliaires seront forts.

L'augmentation de la fréquence et de l'intensité des sécheresses constitue dans les zones à climat méditerranéen une menace à venir. Malgré son adaptation aux conditions estivales difficiles, la végétation xérophytique¹⁸ pourrait être affectée. Néanmoins, une étude menée sur les cèdres par Niederlender et Badeau (2009) montre que les cèdres plantés sur l'arboretum de Barres (Centre, 45) et l'arboretum d'Amance (Lorraine, 54) semblent moins résistants à la sécheresse que ceux plantés dans le sud de la France. Une des hypothèses établie à la suite de cette étude montre que les écosystèmes méditerranéens seraient plus « habitués » aux épisodes de sécheresse que les écosystèmes des plus hautes latitudes. La répétition de sécheresses pourrait augmenter le nombre de départs de feux et leur intensité (Lindner *et al.*, 2010 et Birot *et al.*, 2008), phénomène exacerbé par la mortalité accrue des arbres et arbustes, mais aussi la propagation des plantes envahissantes suivie par le Conservatoire Botanique National Méditerranéen de Porquerolles qui mène un programme « Plantes Envahissantes ».

Ruiz-Labourdette *et al.* (2012) ont modélisé la dispersion future de 15 espèces d'arbres (eurosibériennes, sub-méditerranéennes, et méditerranéennes) selon deux scénarios prévisionnels de changement climatique de l'IPCC A2 et B2 sur les périodes 2041-2070 et 2071-2100.

¹⁵ La diversité bêta (β) exprime les dissemblances de composition entre lieux différents (entre parcelles, entre peuplements, entre massifs...) (Gosselin & Laroussinie, 2004).

¹⁶ Forme biologique caractérisée par la localisation des bourgeons sur des bulbes, des rhizomes ou des tubercules enfouis dans le sol (Bastien & Gauberville, 2011).

¹⁷ Interactions écologiques à travers lesquelles des organismes vivants sont en concurrence pour la mobilisation des ressources du milieu : lumière, eau, minéraux, espace (Bastien & Gauberville, 2011). La compétition interspécifique s'effectue entre deux espèces distinctes, et la compétition intra-spécifique existe entre les individus d'une même espèce.

¹⁸ Flore adaptée aux milieux secs

Le modèle utilisé prédit une migration en altitude des espèces d'arbres méditerranéens comme le chêne vert, et le déclin des communautés d'arbres de forêts tempérées ou adaptées au froid.

Ces auteurs ont montré que les aires de répartition et les communautés forestières seraient particulièrement bouleversées à basses et moyennes altitudes. Le changement attendu le plus important concerne les espèces méditerranéennes situées habituellement à de faibles altitudes, comme le Pin d'Alep (*Pinus halepensis*), le Chêne vert (*Quercus ilex*) et le Genévrier cade (*Juniperus oxycedrus*) qui verraient leur aire de répartition s'accroître de 350%. Pour les espèces méditerranéennes telles que le Chêne faginé (*Quercus faginea*), le Chêne tauzin (*Quercus pyrenaica*), le Genévrier thurifère (*Juniperus thurifera*), le Pin noir (*Pinus nigra*) et le Frêne à feuilles étroites (*Fraxinus angustifolia*), l'aire de répartition se maintiendrait ou régresserait de 5 à 70% selon les scénarios climatiques pris en compte par Ruiz-Labourdette *et al.* (2012). Les espèces de milieux tempérés telles que le Hêtre commun (*Fagus sylvatica*), le Pin sylvestre (*Pinus sylvestris*) et le Genévrier commun (*Juniperus communis*) subiraient la plus grande régression d'aire de répartition.

D'autres études menées en Espagne corroborent ces prédictions. L'une d'elles menée sur le Massif du Montseny, dans la province de Barcelone, a montré en comparant la végétation présente en 1945 et la végétation actuelle, qu'il s'effectue un remplacement des écosystèmes froids-tempérés par des écosystèmes méditerranéens. La hêtraie s'est déplacée plus en altitude et est petit à petit remplacée par le Chêne vert (*Quercus ilex*) à sa limite sud de répartition de même que la Bruyère commune (*Calluna vulgaris*).

Même si ces changements sont en partie dus au réchauffement climatique, les changements dans l'occupation des terres peuvent également jouer un rôle important dans les modifications des aires de répartition (European Tropical Forests Research Network, 2009 ; European Commission for Agriculture and Rural Development, 2008). Les déplacements de végétation au sein des forêts fermées méditerranéennes ont été de 6,7 mètres par décennie en moyenne et de 13,7 mètres dans les forêts ouvertes entre 1955 et 2002 (Bodin, 2010).

La sécheresse dans ces forêts va très certainement accroître les risques d'incendies dans les prochaines années, les modes de gestion devront alors s'adapter à ces risques croissants (European Commission for Agriculture and Rural Development, 2008).

B. Dispersion des espèces animales forestières

1. Insectes

Les insectes sont de bons indicateurs de la qualité des milieux et de la fragmentation des habitats. La dégradation anthropique de la qualité des habitats est l'une des causes majeures de leur déclin (Houard *et al.*, 2012). La transformation de leurs habitats a, par exemple, modifié et impacté les peuplements d'Orthoptères. Les Odonates, de par leur statut de prédateurs, permettent quant à eux de déceler et de mieux comprendre les perturbations et modifications des milieux (Houard, *op.cit.*). Actuellement, 9% des espèces de Lépidoptères Rhopalocères sont menacées en Europe et 14% en France (UICN, 2012).

Une synthèse bibliographique d'Öckinger & Smith (2008) montre que sur dix-sept articles publiés sur les thématiques insectes et corridors, onze montrent des effets positifs des corridors sur le mouvement des insectes entre les taches d'habitats. Sept études ayant pour sujet le déplacement des papillons entre taches et corridors de milieux ouverts au sein d'une matrice forestière montrent également l'effet positif de ces linéaires. Cet article a également étudié l'utilisation des corridors par trois espèces de papillons en Suède. L'hypothèse selon laquelle l'expérience menée est transposable en France peut être supposée. Cette expérience a montré que la présence de corridors n'avait pas eu d'effet sur les lépidoptères. Néanmoins, la probabilité de dispersion apparaît être reliée à la qualité du milieu ainsi qu'à la densité de population dans les taches « sources ». Il a été supposé que la faible distance séparant les taches a pu biaiser les résultats obtenus.

Selon Haddad (2005), certains papillons ont des distances de dispersion de l'ordre de 150 mètres par jour et les plus mobiles se déplacent d'au moins un kilomètre en quelques jours.

D'autres études également menées par Haddad (2005) et Haddad & Baun (1999), démontrent que les corridors permettent de limiter les impacts négatifs de la fragmentation des habitats sur les espèces pollinisatrices. Les connexions entre taches au sein d'une matrice forestière permettent d'accroître la densité, la diversité et le mouvement des espèces pollinisatrices. Il peut alors être supposé que la qualité et la quantité de pollen délivré aux fleurs sont plus élevées lorsque les taches d'habitats sont connectées par des corridors (Townsend & Douglas, 2005). Une autre étude dirigée par Petit & Burel (1998) s'est intéressée au mouvement du carabidé la Féronie noire (*Abax parallelepipedus*) au sein d'un réseau de haies. La présence et la distribution des espèces sur le site ont été fortement corrélées à la présence de corridors sous forme de haies dans le paysage. Noordijk *et al.* (2011) ont également montré l'importance des corridors pour les carabidés sous forme de layons déboisés en milieu forestier. Ces layons permettent de connecter des réserves de landes naturelles, et de nombreux individus adultes ont été capturés en de plus grandes proportions que dans les deux autres milieux non connectés étudiés. Les conclusions de cette étude montrent que les carabes utilisent les corridors comme des milieux qui facilitent la dispersion.

2. Oiseaux

Les comportements de dispersion ont des effets importants sur la persistance et la recolonisation des populations d'oiseaux. La connaissance des comportements des juvéniles lors de la dispersion post-natale ou de la dispersion en vue de la reproduction, dans un environnement fragmenté, est importante pour la mise en place de corridors fonctionnels.

Une étude de Haas (1995) réalisée aux Etats-Unis à partir des données de trois espèces d'oiseaux migrateurs : le Merle d'Amérique (*Turdus migratorius*), le Moqueur roux (*Toxostoma rufum*) et la Piè-grièche migratrice (*Lanius ludovicianus*) a montré que ces oiseaux nicheurs sont assez communs dans le Dakota du Nord (USA) au sein des boisements rivulaires et des lisières forestières. La plupart des mouvements recensés se sont déroulés au sein des lisières. Les mouvements des adultes entre les différentes lisières, bien que rares, ont eu lieu beaucoup plus fréquemment entre les sites connectés par des corridors boisés que entre des sites non connectés.

Par exemple, pour le Merle d'Amérique, une moyenne de 2,5 comportements de dispersion a été observée entre des sites connectés contre 0,17 entre les sites non connectés. Cette étude a permis de conclure que dans ce cas de figure, où les distances entre les sites sont similaires et où la composition floristique est la même dans les taches, la dispersion se fait préférentiellement entre des taches connectés par des corridors (Haas, 1995). Les résultats de cette étude sont tout à fait transposables en France, les espèces prises en compte dans l'étude étant écologiquement proches d'espèces d'oiseaux présentes dans les forêts françaises.

Les oiseaux, contrairement à d'autres animaux, ont la capacité de traverser des milieux qui ne leur sont pas favorables. C'est pour cela que les corridors écologiques de type « pas japonais » sont intéressants aux vues de ce groupe taxonomique à condition de connaître les obstacles et habitats insurmontables pour les espèces. Les corridors mis en place entre des patchs d'habitats forestiers jouent un rôle dans le maintien d'une richesse d'espèces d'oiseaux (Schmiegelow *et al.* 1997). Une étude de Paradis *et al.* (1998) (*cf.* Figure 20) a étudié les distances de dispersion pour 75 espèces d'oiseaux. Les distances de dispersion ont été plus faibles chez les espèces présentes en abondance et chez les espèces ayant de larges aires de répartition. Les espèces d'oiseaux migrateurs se dispersent plus loin que les espèces résidentes.

Figure 20. Tableau représentant les distances moyennes de dispersion post-natale chez certaines espèces d'oiseaux forestiers, Paradis E. et al. (1998)

| Espèces (nom vernaculaire) | Espèces (nom scientifique) | Distance moyenne de dispersion post-natale (en km) |
|-------------------------------|--------------------------------------|----------------------------------------------------------|
| Autour des palombes | <i>Accipiter gentilis</i> | 42 |
| Epervier d'Europe | <i>Accipiter nisus</i> | 16 |
| Mésange à longue queue | <i>Aegithalos caudatus</i> | 10 |
| Chouette de Tengmalm | <i>Aegolius funereus</i> | 15 |
| Hibou moyen-duc | <i>Asio otus</i> | 48 |
| Gélinotte des bois | <i>Tetrastes bonasia</i> | 5 |
| Engoulevent d'Europe | <i>Caprimulgus europaeus</i> | 22 |
| Grimpereau des bois | <i>Certhia familiaris</i> | 9 |
| Grosbec casse-noyaux | <i>Coccothraustes coccothraustes</i> | 11 |
| Pic à dos blanc | <i>Dendrocopos leucotos</i> | 17 |
| Pic épeiche | <i>Dendrocopos major</i> | 17 |
| Pic mar | <i>Dendrocopos medius</i> | 17 |
| Pic noir | <i>Dryocopus martius</i> | 17 |
| Geai des chênes | <i>Garrulus glandarius</i> | 10 |
| Bec-croisé des sapins | <i>Loxia curvirostra</i> | 11 |
| Cassenoix moucheté | <i>Nucifraga caryocatactes</i> | 8 |
| Mésange noire | <i>Periparus ater</i> | 10 |
| Mésange huppée | <i>Lophophanes cristatus</i> | 10 |
| Mésange boréale | <i>Poecile montanus</i> | 5 |
| Pic cendré | <i>Picus canus</i> | 17 |
| Sittelle torchepot | <i>Sitta europaea</i> | 7 |
| Chouette hulotte | <i>Strix aluco</i> | 8 |
| Fauvette à tête noire | <i>Sylvia atricapilla</i> | 41 |
| Tetras lyre | <i>Lyrurus tetrix</i> | 5 |
| Grand tétras | <i>Tetrao urogallus</i> | 5 |

L'étude menée en Californie par Bolger *et al.* (2001) compare l'utilisation de deux types de corridors par certaines espèces d'oiseaux : les couloirs naturels de rémanents et les bandes végétalisées longeant les grands axes routiers. Les oiseaux ont été classés en deux catégories : les espèces sensibles à la fragmentation et les espèces tolérantes à la fragmentation. Dans cette expérience, les couloirs de végétation rémanents ont un potentiel de corridors significatif pour les oiseaux étudiés. Seules les espèces tolérantes à la fragmentation ont utilisé les bandes végétalisées. Une synthèse bibliographique, rédigée par Davies & Pullin (2007), suggère que la présence, l'abondance et la richesse en espèces sont corrélées au nombre de haies connectées dans les milieux boisés étudiés. Les mouvements des oiseaux au sein des haies sont positivement corrélés à leur complexité structurelle et à leur continuité (Hinsley *et al.*, 1995 ; Hinsley *et al.*, 1998 ; Vanhinsbergh *et al.*, 2002 ; Bennett *et al.*, 2004 ; Browne *et al.*, 2004 in Davies & Pullin, 2007). Il a été également noté que les oiseaux ayant une masse corporelle importante sont plus à même d'utiliser les milieux ouverts pour leurs déplacements entre des massifs forestiers (Bellamy & Hinsley, 2005 in Davies & Pullin, 2007).

3. Mammifères

a) Chiroptères

Une étude dirigée par Jaberg *et al.* (2006) a permis de constater qu'une forte proportion des chiroptères contactés en milieu forestier y chassait, soulignant le rôle de réservoir trophique joué par la forêt pour de nombreuses espèces. Les boisements de feuillus mésophiles et thermophiles, plus clairs que ceux de conifères, constituent selon ces chercheurs, des habitats particulièrement attractifs, probablement en raison de l'abondance des ressources qu'ils offrent. Le fait que trois espèces radio-pistées ont suivi des structures linéaires de chemins forestiers pendant leur chasse semble indiquer que ces dernières recherchent des boisements structurés par des ouvertures linéaires. La tolérance des chiroptères à la perte d'habitat et à la fragmentation du paysage peut être liée à leur capacité à traverser des zones ouvertes pour atteindre des patches forestiers et à utiliser ces zones en tant que puits de ressources (Estrada & Coates-Estrada, 2002). Des individus appartenant à l'espèce *Pteronotus parnellii* ont été recapturés dans des fragments isolés de forêts au Mexique ainsi que dans des zones artificialisées à des distances d'environ deux kilomètres du site d'origine de capture. Ceci suggère que les chiroptères peuvent se déplacer sur quelques kilomètres au travers de zones ouvertes. Par exemple, le grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*) va utiliser des corridors pour aller chasser, son territoire de chasse est un milieu semi-ouvert. Les haies vont lui servir de protection contre le vent, la pluie et les prédateurs mais aussi de guide pour ses déplacements. Exceptionnellement, il peut se déplacer en espace ouvert sur quelques centaines de mètres. Pour le petit rhinolophe, qui est une espèce plus stricte sur ce point et qui affectionne les paysages semi-ouverts entre forêts et bocages, un espace ouvert de dix mètres est un espace infranchissable (Bracco & Prevost, 2010).

Les chiroptères étant à l'origine de la dispersion d'espèces végétales, il est important qu'ils puissent se déplacer entre les taches d'habitats à conditions qu'elles ne soient pas trop éloignées les unes des autres.

b) Grands mammifères

L'étude de Schadt *et al.* (2002) qui s'intéresse à l'évaluation des caractéristiques d'habitat nécessaires pour le Lynx eurasiens (*Lynx lynx*) montre que l'on trouverait les individus dans des forêts d'au moins 30 km² non fragmentées par de grands linéaires routiers. Ces auteurs considèrent que deux forêts seront connectées si elles ne sont pas éloignées de plus d'un kilomètre l'une de l'autre. Les barrières principales à leurs déplacements sont essentiellement les grandes rivières, les autoroutes et les zones urbaines.

Ils précisent également que la capacité de dispersion d'un lynx, mesurée dans les montagnes suisses jurassiennes, est en moyenne de 43 kilomètres à travers un milieu forestier, bien que des distances de dispersion de 98 kilomètres aient déjà été enregistrées par Zimmermann (2008). Schadt (2002) ont montré que les directions et les routes de dispersion et d'émigration des lynx sont apparemment liées à la distribution et à l'accessibilité des massifs forestiers et des corridors forestiers. 75% des déplacements de Lynx recensés dans cette étude ont été effectués en milieu forestier et seulement 25% en milieux ouverts et aucun en milieu urbain.

Une synthèse concernant les traits de vie du Chat forestier d'Europe (*Felis sylvestris*) a montré que la taille du territoire d'un individu est très variable selon la structure du paysage, d'une centaine d'hectares à plus de 1000 hectares pour les mâles et d'une dizaine d'hectares à 300 hectares pour les femelles (Schauenberg, 1981 ; Kraft, 2008 in Sordello, 2012a). Les déplacements liés au cycle journalier varient chez les individus en moyenne de 4,2 kilomètres à 12,1 kilomètres par jour (Stahl & Léger, 1992 in Sordello, 2012a). Les distances de dispersion post-natale varient de 3 à 55 kilomètres chez les jeunes mâles (Stahl & Léger, 1992 in Sordello, 2012a).

La présence du chat forestier est un bon indicateur de la continuité fonctionnelle des zones boisées où se trouvent des arbres âgés propices au gîte des individus (CSRPN Auvergne, 2010 *in* Sordello, 2012a).

Autres grands mammifères plus présents dans les forêts françaises, le Cerf élaphe (*Cervus elaphus*), le chevreuil (*Capreolus capreolus*) et le sanglier (*Sus scrofa*) ont des rôles importants comme agents de dissémination des plantes. Dans un contexte de changement climatique, de fragmentation des habitats et donc de risque d'isolement des communautés végétales, ces grands mammifères peuvent contribuer à restaurer des continuités écologiques. Les sangliers grâce à la structure de leur pelage à deux strates composée de poils de bourre souvent bouclés et de longues soies rigides, permet de stocker et de transporter les graines facilement sur plusieurs kilomètres, contrairement aux cerfs et aux chevreuils au pelage plus lisse. Le comportement du sanglier présente aussi un atout déterminant pour la dispersion végétale : en se baugeant, il récupère des graines présentes dans la boue, qu'il restitue au sol en se grattant, en se frottant aux arbres ou en retournant le sol lors de sa recherche alimentaire (Baltzinger *et al.*, 2009). Une synthèse basée sur l'alimentation et la gestion de l'espace du sanglier a montré qu'il a une dispersion d'environ 10 kilomètres en moyenne. La distance de dispersion dépend du milieu dans lequel résident les animaux (*cf.* Figure 21). Néanmoins, le sanglier est une espèce qui s'est adaptée à l'agriculture et aux zones ouvertes, il est donc moins sensible à la fragmentation et transporte de nombreuses graines.

| Distance au lieux de marquage / zone d'étude | < à 5 km | 5 à 10 km | > à 10 km |
|-------------------------------------------------------------------|----------|-----------|-----------|
| Châteauvillain – Arc-en-Barrois (Forêt de plaine agricole) | | | |
| Femelles | 93% | 5% | 3% |
| Mâles | 81% | 10% | 9% |
| Puéchabon (Garrigue méditerranéenne) | | | |
| Femelles | 79% | 8% | 13% |
| Mâles | 32% | 23% | 45% |
| Albiez-Montrond (Milieu de montagne) | | | |
| Femelles | 69% | 8% | 23% |
| Mâles | 58% | 11% | 31% |

Figure 21. Synthèse des proportions de retour de marques en fonction des classes de distances de dispersion des sangliers marqués en relation avec le sexe de l'animal et le type d'habitat (Baltzinger *et al.*, 2009)

L'étude de Coulon (2006) traite la problématique de la dispersion chez une population de chevreuils (*Capreolus capreolus*) évoluant dans un paysage agricole hétérogène caractérisé par la fragmentation de l'habitat boisé. La dispersion des animaux suivis se fait préférentiellement le long des corridors boisés. Les zones urbaines et les linéaires routiers sont volontairement évités par les individus. Une autre étude menée par Saïd & Servanty (2004), montre que le nombre de taches d'habitats au sein du paysage influe sur la taille des domaines vitaux des animaux étudiés. Les chevreuils sont sensibles à la surface et à la qualité (quantité et diversité de nourriture présente, couverture végétale) de lisières disponibles. La notion d'écotone est primordiale dans l'analyse de l'habitat du chevreuil. Cette espèce préfère, d'après les résultats obtenus, les milieux où plusieurs types d'habitat sont présents. Ainsi, la densité de lisière, c'est-à-dire de changement de type de patch et l'hétérogénéité d'un espace forestier ont une forte influence sur la taille du domaine vital d'un chevreuil. En intégrant de nombreuses lisières dans son milieu proprement forestier, le chevreuil augmente ainsi son pool alimentaire en espèces végétales.

Une synthèse, rédigée par Bonenfant (2008), concernant les dynamiques de population chez le Cerf élaphe (*Cervus elaphus*), rapporte que pour cette espèce comme pour de nombreuses espèces de mammifères, seuls les mâles montrent un comportement de dispersion (Clutton-Brock *et al.*, 2002 *in* Bonenfant, 2008). Au contraire, les femelles s'installent à proximité de leur site de naissance, ce qui explique pourquoi les biches et leur descendance femelle possèdent des domaines vitaux chevauchants ou mitoyens.

Il a été estimé que 60% des jeunes mâles émigrent à des distances pouvant être supérieures à 60 kilomètres du site de naissance (Bonenfant, 2004 *in* Bonenfant, 2008). Tous les mâles de 5 ans et plus ont établi un domaine vital définitif puisqu'aucun changement de domaine vital n'a pu être rapporté à des âges plus avancés. Pour ce qui est des déplacements au moment de la période de reproduction (septembre à octobre), les individus peuvent parcourir jusqu'à 40 kilomètres pour rejoindre les aires de rut. La fragmentation de l'espace est une vraie problématique pour cette espèce, car par exemple les structures linéaires routières importantes comme les autoroutes ou ferroviaires comme les LGV, amputent considérablement le domaine vital des animaux. L'accès aux zones de nourriture devient parfois impraticable et la pression alimentaire se concentre alors sur un seul massif forestier (Devilleger *et al.*, 2010).

c) *Micromammifères*

La présence et l'abondance de rongeurs est positivement corrélée à la densité de haies au sein du paysage et au nombre de connections entre les milieux forestiers (Fitzgibbon, 1993 & 1997; Verboom & Huitema, 1997 ; Capizzi *et al.*, 2002 *in* Davies & Pullin, 2007). La présence de haies accroît également le taux de dispersion des individus entre les taches boisées (Bennett *et al.*, 1994). Les mouvements au sein des haies sont accentués lorsque la couverture végétale est importante et structurellement complexe comme par exemple chez les tamias de la famille des écureuils (Bright, 1998 *in* Davies & Pullin, 2007 ; Bennett *et al.*, 1994 ; Merriam & Lanoue, 1990).

4. *Amphibiens*

Smith & Green (2005) ont publié une synthèse de 166 articles concernant les distances maximales parcourues par 90 espèces d'amphibiens. Cette analyse a montré que 44% des espèces considérées ne se dispersent pas à une distance supérieure à 400 mètres et que seulement 5% des espèces se dispersent à des distances supérieures à la dizaine de kilomètres. Chez les urodèles, 94% des distances maximales de dispersion sont inférieures à 1 kilomètre et 2% montrent une distance de dispersion supérieure à 2 kilomètres.

Ce seraient des individus isolés qui permettraient de connecter les îlots de population les plus éloignés. Les distances de dispersion ont aussi été étudiées pour certains anoures tels que le Crapaud buffle (*Bufo marinus*) en Australie (Freeland & Martin, 1985), elles sont en moyenne de 27 kilomètres par an et pour le genre *Rana* de l'ordre de 15 kilomètres par an.

Une synthèse sur les traits de vie du Sonneur à ventre jaune (*Bombina variegata*) a été rédigée par Sordello (2012b) et a mis en évidence que les déplacements liés au cycle de vie des individus entre les sites de reproduction et d'hivernage peuvent être d'au moins 2 kilomètres (ACEMAV, 2003 *in* Sordello, 2012b) et peuvent d'étendre de 300 à 450 mètres en une seule nuit (Pichenot, 2008) des distances de plusieurs kilomètres ont aussi été observées (Chemin, 2010 & Pichenot, 2008). Pour ce qui est de la dispersion post-natale chez cette espèce, les jeunes peuvent coloniser des habitats distants de plusieurs kilomètres de leur lieu de naissance (Martin, 1997 et Bal *et al.*, 2007 *in* Sordello, 2012b ; Chemin, 2010). Les déplacements liés à l'émigration ne sont pas prédictibles au même titre que les phénomènes de migration chez d'autres amphibiens.

Chez le sonneur à ventre jaune, l'émigration est densité-dépendante, c'est-à-dire qu'elle est plus importante dans des petites taches d'habitats où la compétition entre les individus est plus accrue (Pichenot, 2008). Au sein d'une même matrice, différentes espèces d'urodèles montrent des capacités de dispersion différentes (cf. Figure 22).

Par exemple, les salamandres de la famille des Pléthodontidae¹⁹ sont particulièrement peu mobiles. En montagne, la salamandre *Ambystoma tigrinum melanostictum*, semble se déplacer facilement contrairement au Triton alpestre (*Mesotriton alpestris*) (Smith & Green, 2005).

| Espèce (nom scientifique) | Espèce (nom vernaculaire) | Stade | Distance maximale de dispersion | Source bibliographique |
|----------------------------|---------------------------|---------------|---------------------------------------------|----------------------------------------|
| <i>Triturus alpestris</i> | Triton alpestre | Adulte | <1000m/an | Joly & Grolet (1996) |
| <i>Triturus carnifex</i> | Triton crêté italien | Adulte | 1490m/an | Van der Sluis <i>et al.</i> (1999) |
| <i>Triturus cristatus</i> | Triton crêté | Adulte et juv | Adulte : env 1300m/an Juvénile : 860m/an | Kupfer (1998) & Kupfer & Kneitz (2000) |
| <i>Triturus marmoratus</i> | Triton marbré | Adulte | 720m/an | Marty V. <i>et al.</i> (2005) |

Figure 22. Distances moyennes de dispersion chez plusieurs espèces d'urodèles

Une étude, dirigée par Rosenberg *et al.* (1998), a montré les déplacements de salamandres au travers d'habitats non favorables et au travers de corridors. Les salamandres (*Ensatina eschscholtzii*) ont révélé une adaptation à traverser les milieux hostiles en compensant par des déplacements plus rapides que dans les corridors. Les corridors n'auraient alors pas un effet positif régulier sur les déplacements entre les différentes taches d'habitats.

Néanmoins, en règle générale, les amphibiens sont fidèles à leurs sites de reproduction et d'hivernage, c'est ce que l'on appelle la philopatrie (Gros-Desorme & Saffache, 2004). Selon Heusser (1968), les adultes se cantonnent à une centaine de mètres du site de ponte, la dispersion serait donc plus particulièrement effectuée par les juvéniles qui recherchent des sites d'installation favorables. Les amphibiens se montrent souvent capables de retrouver leur site de ponte, même après avoir été déplacés à des distances significatives. Les suivis par capture-marquage-recapture ont permis de retrouver sur le même site d'une année la plupart des amphibiens qui y étaient l'année précédente (Smith & Green, 2005).

5. Migration des espèces animales forestières dans un contexte de changement climatique : cas des oiseaux et des lépidoptères

De nombreuses études ont porté sur les changements d'aires de répartition chez les oiseaux dans un contexte de changement climatique. La capacité de dispersion des oiseaux et des lépidoptères peut être plus ou moins élevée selon le degré de fragmentation de l'habitat.

En utilisant des variables sur le climat et sur les habitats, Barbet-Massin *et al.* (2011) ont prédit un déclin des aires de répartition pour 71% des 409 espèces d'oiseaux étudiées d'ici 2050 avec un déplacement de 335 kilomètres vers le Nord en moyenne. Du point de vue de la richesse d'espèces, c'est dans les régions du Sud de l'Europe que l'on observerait une plus forte diminution, contrairement aux régions scandinaves et russes (Nord Russie) qui, elles, verraient leur richesse augmenter. La richesse en espèces pourrait également augmenter dans d'autres régions comme la Grande-Bretagne, le Nord de la Turquie et les Alpes.

¹⁹ Les Plethodontidae comprennent près de 70% des espèces de l'ordre des Urodèles. Les individus sont aquatiques, terrestres, arboricoles ou fousseurs et ne possèdent pas de poumons (Raffaëlli, 2007).

Les aires de répartition futures des espèces seraient donc globalement plus petites pour 75% de 124 espèces d'oiseaux européens selon une étude menée par Gregory *et al.* (2009) à l'aide du modèle CLIM qui décrit les modifications de distribution des espèces sur la période 1961-1990. Seulement 7% des espèces verraient leur aire de répartition s'accroître.

Devictor *et al.* (2012), ont analysé les changements opérés dans la composition de 9490 communautés d'oiseaux et de 2130 communautés de lépidoptères réparties à travers l'Europe entre 1990 et 2008. Cette étude a montré que les changements dans la composition des communautés ont été rapides mais différents entre les communautés d'oiseaux et de lépidoptères. Les communautés d'oiseaux et de papillons se sont respectivement déplacées au nord de 37 et 114 kilomètres. En comparant avec les migrations théoriques qui auraient dues être effectuées avec l'augmentation de température réelle, les espèces ont pris un retard de 212 kilomètres pour les oiseaux et 135 kilomètres pour les lépidoptères. Il existe, de plus, un décalage important dans les vitesses de dispersion entre les deux taxons. Par ailleurs, les espèces de régions froides sont actuellement en déclin contrairement aux espèces de zones chaudes qui sont quant à elles en expansion. L'avifaune et les lépidoptères sont composés d'espèces ayant des facilités de dispersion contrairement à d'autres groupes taxonomiques. Les lépidoptères semblent avoir une réponse plus rapide vis-à-vis du changement climatique, ceci est certainement dû au fait que ces derniers ont des cycles de vie courts et sont ectothermiques²⁰. Ils peuvent donc suivre plus rapidement au changement climatique (Devictor *et al.*, 2012). L'endothermie a permis d'être moins dépendants du climat. La question sous-jacente est de savoir si ce décalage entre l'attendu et l'observation est inquiétant, et à partir de quand ce décalage le devient s'il ne l'est pas déjà (Archaux, com.pers.).

Une autre étude menée sur cent-dix oiseaux communs nicheurs étudiés à travers vingt pays européens, a fait remarquer que les espèces ayant le maximum thermique le plus bas, c'est-à-dire une plus faible tolérance aux hausses de température, ont montré le plus fort déclin entre 1980 et 2005 (Jiguet *et al.*, 2010a). A l'inverse, les espèces ayant un maximum thermique élevé montrent une augmentation de la taille des populations et une meilleure adaptation au changement climatique. La sensibilité au climat (organismes endothermes/ectothermes), les limites thermiques, l'aire de répartition, la tolérance écologique, les moyens de dispersion physiologiques et morphologiques ainsi que les stratégies de migration sont des caractéristiques pouvant être impactées par les changements globaux. L'augmentation des températures hivernales est favorable aux espèces résidentes, et a un impact négatif sur les espèces migratrices. La durée entre deux générations chez une espèce pourrait avoir une influence sur l'adaptation au changement climatique, surtout chez les espèces ayant une courte durée de vie. Cependant, les espèces à durée de vie courte n'ont pas montré d'adaptation plus rapide ou une plus grande vulnérabilité aux changements environnementaux que les autres espèces. Les espèces spécialisées montrent un déclin plus fort que les espèces généralistes plus tolérantes aux conditions environnementales et aux changements. Une large aire de répartition peut également créer un effet tampon vis-à-vis du changement climatique. Les espèces du Sud de l'Europe ont un meilleur avenir que les espèces du Nord et les individus présents en limite d'aire de répartition vont être plus atteints par les changements environnementaux (Jiguet *et al.*, 2010a).

Les populations d'oiseaux peuvent être négativement affectées lorsqu'elles se situent près de la limite la plus chaude de leur aire de répartition et positivement affectées lorsqu'elles se situent dans la limite froide de leur aire de répartition. Soixante-deux espèces d'oiseaux ont été étudiées sur trois pays différents la France, les Pays-Bas et la Suède entre 1989 et 2008 (Jiguet *et al.*, 2010b). Les espèces analysées montrent également une réponse graduelle à travers le gradient thermique. Cependant il est possible que les individus localisés aux limites des aires de répartition montrent des réponses plus prononcées en comparaison avec le cœur où les effets sont atténués.

²⁰ Dépendance de sources extérieures de chaleur (rayonnements solaires, conduction de chaleur au départ de surfaces chaudes) afin de maintenir une température corporelle élevée (Ricklefs & Miller, 2005).

Une étude a été réalisée en montagne afin d'étudier les changements des communautés en altitude sur la période comprise entre 1970 et 2000 (Archaux, 2004). Il a été constaté qu'en règle générale il n'y a pas eu de migration significative en altitude des dix-sept espèces d'oiseaux étudiées sur la zone du Mont Ventoux et des vingt-quatre espèces étudiées sur la zone de la vallée du Giffre (Alpes) sur cette période, bien que la migration moyenne diffère selon les espèces et selon le site d'étude. Cependant, certaines espèces ont pu changer leur distribution de manière significative comme, par exemple, le Rouge-gorge familier (*Erithacus rubecula*) (+114 mètres) ou le Pic épeiche (*Dendrocopos major*) (-185 mètres) dans la vallée du Giffre. La difficulté tient à faire la part entre le climat et l'habitat, en l'occurrence dans les changements au sein des pratiques et des usages agricoles au Giffre qui entraînent une déprise agricole sur les terrains de fortes pentes et un vieillissement de la forêt (Archaux, com.pers.).

VIII. Méthodologie de mise en place de la TVB

L'objectif de cette méthodologie est de rendre plus accessible l'information contenue à la fois dans les documents ministériels mais aussi de synthétiser les retours d'expérience afin d'avoir une vision plus globale de ce qui a été réalisé, de ce qui peut être amélioré et de ce qui peut être fait. Cette méthodologie s'adresse donc plus particulièrement aux gestionnaires ayant tout ou partie de leur activité en rapport avec le milieu forestier. Les différentes méthodes d'identification des réservoirs et des corridors, le choix des espèces et habitats cibles ainsi que les types de corridors à prendre en considération ont été recensés et simplifiés en vue d'une utilisation simple et pratique.

Les données concernant l'état de l'art sur les espèces végétales et animales serviront ensuite de base afin de préciser et d'affiner les corridors choisis en fonction des espèces et habitats cibles sélectionnés.

A. Choix des espèces cibles et des habitats

1. Méthode de détermination des espèces cibles

a) *Orientations issues du Guide 2 TVB rédigé par le COMOP TVB (Allag-Dhuisme et al., 2010b)*

Le choix des espèces déterminantes TVB se base sur les espèces pour lesquelles une région donnée a une responsabilité nationale en matière de conservation et pour lesquelles un besoin de continuités écologiques fonctionnelles est estimé pour le maintien de leur population. Les espèces déterminantes, menacées ou non, doivent permettre d'aboutir à une définition d'habitats et de réservoirs de biodiversité. Le choix d'espèces se base tout d'abord sur les listes rouges UICN nationales puis régionales. Les espèces déterminantes prises en compte peuvent être au besoin rassemblées en groupes d'espèces aux exigences écologiques proches et /ou aux capacités et modes de dispersion similaires.

Pour la mise en place de la TVB, les groupes : mammifères, oiseaux, reptiles /amphibiens, entomofaune et plantes vasculaires ainsi que certains poissons sont à prendre en compte (Annexe 4, Guide 2 TVB). Différents critères de sélection de rareté ou d'abondance ont été définis pour les mammifères, les oiseaux, les reptiles et les amphibiens. Les espèces pour lesquelles une région particulière a une responsabilité peuvent être identifiées sur la base d'un calcul d'abondance ci-dessous (cf. Figures 23 et 24):

- ✓ L'abondance de l'espèce est égale à la proportion relative de l'espèce connue (pour un territoire donné) sur le territoire national, « la responsabilité nationale d'une région est établie lorsque la proportion que représente l'effectif régional par rapport à l'effectif national est supérieur à la proportion que représente la surface régionale par rapport à la surface du territoire national ». Le ratio pour les espèces « non menacées » doit être deux fois supérieur à la surface relative de la région.

$$\begin{array}{ccc} \text{\% relatif de la population présente} & & \text{\% relatif de la superficie régionale} \\ \text{dans la région} = & \geq & = \\ 100 * (\text{valeur régionale}) / (\text{valeur} & & 100 * (\text{surface régionale}) / (\text{surface} \\ \text{nationale}) & & \text{nationale}) \end{array}$$

Figure 23.

Calcul d'abondance relative (Chaurant, 2011)

% relatif de la population (espèces NT, LC et DD) présente dans la région



*2 * (% relatif de la superficie régionale)*

Figure 24. Calcul d'abondance relative : application du coefficient 2 pour les espèces "non menacées" (Chaurand, 2011)

Une espèce sera donc d'autant plus favorisée si elle est menacée ou si le territoire abrite une part importante de la population nationale de cette espèce. Néanmoins, cette base de calcul laisse moins de place aux espèces dites « ordinaires ». Les espèces, même ordinaires et abondantes, connues pour disperser des graines sur de longues distances devraient être considérées, tout comme les espèces représentatives et emblématiques de milieux particuliers ainsi que les espèces sensibles et très touchées par la fragmentation des milieux. Les individus en limite d'aire de répartition sont à identifier et sont importants pour la connaissance concernant l'adaptation aux changements du milieu.

Pour ce qui est des populations isolées de l'aire de répartition principale, leur cas est traité en tenant compte de leur dynamique de colonisation. Elles pourraient alors être intégrées en tant qu'éléments des « pas japonais » entre deux réservoirs de biodiversité. Des espèces peuvent être ajoutées aux listes régionales après un passage en commission des CSRPN. Les espèces seront ensuite classées au sein des SRCE, lors du second filtre, en fonction de leurs traits de vie (mode de dispersion, milieu de vie, exigences écologiques). A chaque espèce retenue doivent être associés un ou plusieurs habitats (importance de veiller au maillage et à la continuité des milieux fréquentés). Les changements possibles d'habitats selon les saisons ou sur une même période (des sites de reproduction aux aires de nourrissage) devront être pris en considération et sont indispensables au maintien de certaines espèces. « Les regroupements d'espèces permettent de déterminer les sous-trames nécessaires et le maillage d'habitats favorables ainsi que de lier approche structurelle et approche fonctionnelle » (Allag-Dhuisme *et al.*, 2010b). Cependant, la prise en compte des traits de vie des espèces nécessite une bonne connaissance de l'écologie de chaque espèce, ce qui est à l'heure actuelle un facteur limitant en particulier en ce qui concerne les connaissances scientifiques des distances de dispersion ou encore les possibilités d'adaptation des espèces aux changements globaux.

La figure (cf. Figure 25) suivante présente le nombre de taxons par grand type de milieux sélectionnés par le SPN du MNHN.

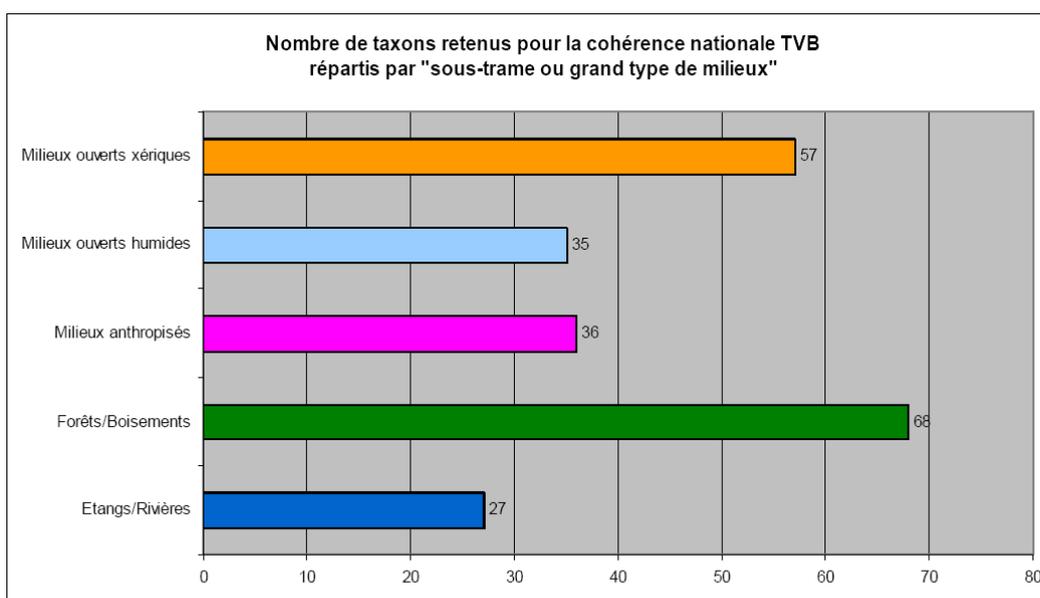


Figure 25. Nombre de taxons vertébrés retenus pouvant y être inféodés, Rapport SPN critère espèces (Sordello *et al.*, 2011b)

La liste d'espèces dites « déterminantes » pour la TVB inféodées aux milieux boisés se trouve en Annexe VI pour ce qui est des oiseaux, des mammifères et des amphibiens. Ces derniers ont été sélectionnés selon les critères cités ci-dessus. Une liste des espèces d'insectes (Odonates, Rhopalocères et Orthoptères) des milieux boisés choisis pour la cohérence nationale de la TVB est disponible en Annexe VII.

Des indicateurs de connaissance et de suivi des populations doivent être mis en place au préalable. Ces indicateurs peuvent être basés sur les effectifs, le nombre de stations où l'espèce est présente, nombre de mailles occupées par l'espèce, etc. Par exemple, le suivi programme de Suivi Temporel des Oiseaux Communs (programme STOC), mis en place par le CRPBO, se compose de deux volets complémentaires :

- l'un est conçu pour évaluer les variations spatiales et temporelles de l'abondance des populations nicheuses d'oiseaux communs et basé sur des points d'écoute,
- l'autre vise à étudier les variations de deux des plus importants paramètres démographiques (survie des adultes et succès de la reproduction).

Le choix des indicateurs est primordial pour l'évaluation de la mise en place de la TVB à l'échelle locale tous les six ans.

b) Méthodologie applicable aux espèces végétales, rapport de la Fédération des Conservatoires Botaniques Nationaux (Chaurand, 2011)

La méthodologie permettant d'identifier la liste d'espèces végétales déterminantes pour la TVB s'axe en premier lieu sur le choix d'espèces indigènes inféodées à des habitats naturels ou semi-naturels. L'approche dite « bastion » est privilégiée et se base sur le calcul d'abondance relative proposé par le MNHN décrit précédemment. Un coefficient 2 est appliqué pour les espèces classées comme « non menacées » par les critères de l'UICN. Ceci implique alors que seules les espèces dont le pourcentage relatif au niveau régional est supérieur ou égal à deux fois le pourcentage relatif de la superficie régionale sont prises en compte. Les zones de présence/absence des espèces sur les territoires considérés peuvent être mises en évidence ainsi que les effectifs de chaque espèce, cependant peu de données sont actuellement disponibles même auprès des Conservatoires botaniques. Les calculs d'abondance se font à l'échelle nationale pour les zones d'occupation relative de l'espèce et à l'échelle des domaines biogéographiques actuels (alpin, atlantique, méditerranéen et continental) où le calcul est alors déterminé dans le cadre des limites administratives.

Les espèces végétales sélectionnées doivent être représentatives de la diversité des habitats et des paysages. Pour ce qui est des milieux forestiers, boisés et bocagers les classes phytosociologiques retenues sont :

- ✓ Pour la végétation de fourrés et les manteaux arbustifs : *Crataego monogynae-Prunetea spinosae*, *Cytisetea scopario-striati*.
- ✓ Pour les boisements palustres, chionophiles²¹ ou ripuaires²² : *Alnetea glutinosae*, *Betulo carpaticae-Alnetea viridis*, *Nerio oleandri-Tamaricetea africanae*, *Salicetea purpureae*.
- ✓ Végétation forestière climacique eurosibérienne et méditerranéenne : *Erico carnea* – *Pinetea sylvestris*, *Pino sylvestris-Juniperetea sabiniae*, *Quercetea ilicis*, *Quercu roboris-Fagetea sylvatica*, *Vaccinio myrtilli-Piceetea abietis*.

²¹ Qui est adapté à ou qui supporte un enneigement prolongé (Dico de Bio, 2006).

²² Se définissent comme des milieux de rives, quelle que soit la composition du peuplement végétal et surtout quel que soit le type d'écosystème qu'ils jouxtent, rivière mais aussi lac, étang, mare, marécage, tourbière, prairie humide (Piégay *et al.*, 2003).

Cette liste basée sur des critères phytosociologiques devrait être étoffée et approfondie dans le but de proposer une liste plus complète aux personnes en charge de la mise en place de la TVB sur leur territoire.

2. Détermination des habitats déterminants pour la TVB (Rapport SPN, Contribution à la définition du critère sur les habitats, (Sordello *et al.*, 2011a))

Plusieurs typologies d'habitats ont été croisées afin d'élaborer la liste des habitats possédant de forts enjeux de liaison. Les typologies d'habitats qui ont été utilisées sont :

- ✓ La liste de la Directive européenne Habitats Faune Flore, en conjonction avec la Directive Oiseaux, cette directive est à la base du réseau écologique Natura 2000 et vise à maintenir la biodiversité dans l'Union Européenne (site europa.eu).
- ✓ La typologie EUNIS Habitats est un système hiérarchisé de classification des habitats européens construit à partir de la typologie CORINE Biotopes et de son successeur, la classification paléarctique (Inventaire National du Patrimoine Naturel).

Les habitats retenus comme ayant besoin de connectivité ont été sélectionnés selon des critères d'étendue, en effet les habitats ayant des aires de répartition relictuelles ou bien très localisées et rares n'ont pas été conservés dans la liste. Les habitats mal connus ne sont pas non plus pris en considération. Les syntaxons²³ phytosociologiques ont été ajoutés à chacun des habitats sélectionnés dans la liste. Les codes Corine Land Cover ont été ajoutés aux différentes sous-trames prédéfinies (milieux aquatiques, milieux boisés, milieux ouverts, milieux humides et milieux littoraux).

La liste d'habitats forestiers retenus se trouve en Annexe VII, ce sont des habitats patrimoniaux pour lesquels il existe des enjeux forts pour les continuités écologiques. La liste d'habitats formulée est une liste de recommandation et n'engage en rien les collectivités et autres organismes à tous les prendre en compte mais seulement de conserver ceux qu'ils jugent les plus pertinents dans leur démarche de construction de projet. Un ajustement au niveau national permettrait cependant une cohérence dans la mise en place de cette trame ainsi qu'une homogénéisation de la connaissance des habitats à l'échelle du territoire.

B. Identification des réservoirs de biodiversité

Les réservoirs de biodiversité identifiés sont, en premier lieu, les zonages d'inventaires, de gestion ou de préservation (Natura 2000, ZNIEFF, etc.) et les zonages réglementaires (Arrêté de protection de biotope, etc.).

Il est important d'évaluer le potentiel écologique des milieux selon leur « qualité » (diversité faune et flore, présence d'habitats et d'espèces patrimoniales, degré de naturalité et état de conservation), selon leur capacité du milieu (surface du site, complexité structurelle de l'habitat), et selon leur fonctionnalité ou perméabilité (accessibilité, niveau de fragmentation, proximité des autres réservoirs de biodiversité définis, site d'importance pour la réalisation d'étapes cruciales dans le cycle de vie de l'individu comme la reproduction).

Pour que chaque réservoir de biodiversité soit efficace et efficient, ce dernier doit être affecté à la (aux) sous-trame(s) qui lui correspond(ent). Les habitats qui constituent ces réservoirs doivent être définis dans le but de connecter des habitats similaires abritant des espèces proches.

²³ Syntaxon = unité systématique de classement des individus d'association (Rameau, 1985).

La taille des réservoirs pourrait être « homogène » à l'échelle du territoire, il serait utile qu'une taille minimale à partir de laquelle les populations peuvent se maintenir soit préconisée. Cette taille est également importante pour la mise en place de corridors de type « pas japonais ».

C. Méthodes d'identification des corridors

1. Trois méthodes proposées

Trois méthodes sont utilisées pour la détermination des corridors, l'une est issue d'une interprétation visuelle, les deux autres sont des techniques d'identification sous système d'information géographique (Allag-Dhuisme *et al.*, 2010b).

- ✓ Interprétation visuelle : identification des corridors potentiels grâce à la photo-interprétation à partir de cartes d'occupation des sols comme les données issues de Corine Land Cover, ou bien à partir de photographies aériennes. On peut, à l'aide de ces orthophotos, définir les éléments fragmentant le paysage et situer les zones à fort potentiel de connectivité. Cette méthode exige en complément des analyses sur le terrain.
- ✓ Méthode de dilatation-érosion (*cf.* Figure 26) : cette méthode s'effectue grâce à un logiciel SIG, cette technique est appliquée pour chaque sous-trame. Les différentes taches d'habitats sont dilatées via l'application de zones tampon qui forment des auréoles autour de ces dernières (les largeurs sont fixées aléatoirement). Les auréoles des taches proches entrent en contact et traduisent l'implantation potentielle d'un corridor d'une longueur inférieure ou égale au double de la largeur de la dilatation utilisée. L'idée est d'appliquer des seuils qui traduisent une capacité de dispersion maximale et d'identifier les patches qui peuvent être atteints par un individu. Suite à cette première étape une technique d'érosion est appliquée, elle est d'une largeur identique à la dilatation, les zones de connexion apparaissent alors.

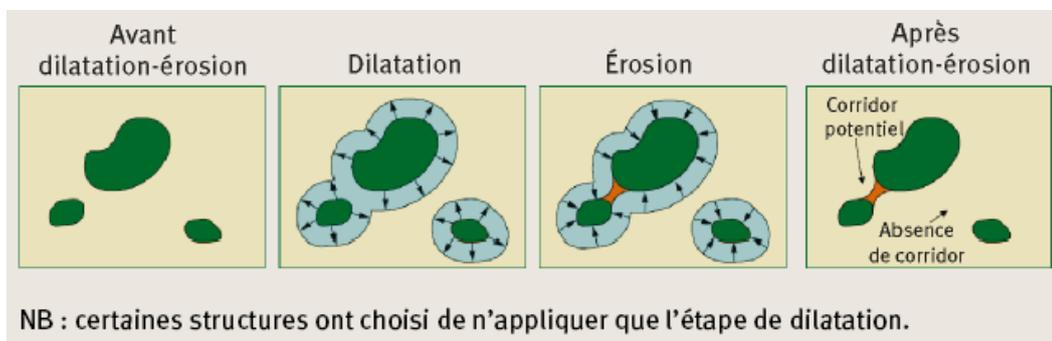


Figure 26. Etapes du traitement dilatation-érosion (Cemagref et MEEDDM, 2010)

- ✓ Méthode de détermination de la perméabilité des milieux : cette technique vise à évaluer la perméabilité des milieux pour des espèces ou des guildes d'espèces cibles. Les différents obstacles sont mis en évidence et des coefficients sont appliqués aux milieux que les espèces définies sont susceptibles de traverser. L'utilisation d'un logiciel SIG permet alors de définir les aires potentielles de déplacement des espèces ou continuum. Cette technique appliquée par des bureaux d'étude nécessite de faire un choix de coefficient pour tous les types de milieux qui n'est pas le même chez toutes les personnes mettant en place la TVB.

Chacune de ces méthodes (excepté la méthode de perméabilité des milieux) est couplée avec une analyse des éléments de fragmentation naturels ou anthropiques. Cette analyse permettra d'identifier les zones de conflit c'est-à-dire là où les obstacles sont trop importants pour permettre une connexion efficace entre deux réservoirs.

Cette étape de détermination des corridors écologiques peut aussi être affinée par des connaissances de terrain et parfois par des inventaires effectués par les gestionnaires.

Pour ce qui est des données à disposition des gestionnaires et des collectivités, l'IGN possède des bases de données complètes en ce qui concerne les éléments de territoire et les infrastructures (BD Topo), la densité des peuplements forestiers et leur composition (BD Forêt version 2), les réseaux routiers et les limites administratives (BD Carto). La base de données Corine Land Cover donne des informations concernant l'occupation des sols, le CNRS a édité une carte de végétation, d'autres données peuvent être obtenus via des documents d'urbanisme tels que les PLU ou les POS.

La plupart des cartes à l'échelle locale éditées sont au 1/25000^{ème}, et les cartes de synthèse plus globales varient le plus souvent du 1/100000^{ème} au 1/250000^{ème}.

Les corridors une fois déterminés doivent être envisagés avec une certaine plasticité dans une optique de changement global et des incertitudes qui en découle. La TVB se doit d'être évolutive et modifiable en vue de changements globaux mais aussi d'erreurs possibles dans le choix des corridors à mettre en place.

2. Définition des zones de conflit et des zones complémentaires

La fragmentation et les zones de conflit sont étudiées pour chacun des corridors définis auparavant. Ces zones de conflit correspondent le plus souvent à des linéaires routiers ou ferroviaires ou encore à des zones urbanisées.

D'autres éléments sont à définir en tant que zones complémentaires tels que les zones d'étapes, les zones relais (utiles pour les corridors en « pas japonais »), les zones tampon (zone à dominante agricole situées autour des corridors et des réservoirs), les zones d'extension (milieux considérés comme attractifs pour la faune mais peu fréquentés), les zones à restaurer au sein des corridors définis. Ces éléments périphériques sont essentiels à la pérennité des échanges entre les réservoirs et ne doivent pas être négligés lors de l'approche cartographique de mise en place de la TVB. Une approche locale est nécessaire pour leur identification. Les zones à restaurer ou à créer doivent être hiérarchisées dans le but de répartir les travaux et les budgets dans le temps.

D. Suivi et évaluation

Le suivi de la mise en place de la TVB s'effectue au niveau régional à la fin de la période instaurée par le décret qui est de six ans. Cette durée est fixée dans le but de pouvoir réaliser un état des lieux des premiers travaux réalisés à toutes les échelles et de dresser un premier bilan. A la suite de cette période, les résultats obtenus concernant la préservation et la mise en état des continuités écologiques doivent être analysés par le président du Conseil régional et par le représentant de l'Etat dans la région. L'objectif premier de l'évaluation est de comparer les intentions de départ avec les actions réalisées et donc dans le cadre de la TVB pouvoir évaluer l'évolution des espèces et des habitats pour lesquels le réseau écologique a été identifié.

L'évolution des espèces est quantifiée par des experts. Ces derniers attribuent une note pouvant aller de très mauvais (--) à très positif (++) pour l'espèce considérée en prenant par exemple en compte l'évolution des effectifs de population, les changements d'aires de répartition, l'évolution de la qualité des habitats. Néanmoins, le suivi espèce par espèce serait trop fastidieux et il est important de retenir des indicateurs pertinents pour un groupe d'espèces. Le système de notation est également très subjectif et les indicateurs devraient être choisis à l'identique pour chaque région afin que les évaluations puissent être pertinentes à l'échelle du territoire métropolitain.

Pour les habitats, le même système d'évaluation semi-quantitatif peut être appliqué en prenant en considération l'évolution de la surface des habitats, les aires de répartition, leur qualité...

L'évaluation de l'état de conservation des sites classés Natura 2000 peut aussi être en partie applicable dans ces cas là. L'évaluation peut aussi se faire sur l'évolution des aires de répartition des espèces invasives, sur l'implication des acteurs dans le processus TVB, etc.

Ces mesures doivent permettre d'évaluer la pertinence, l'efficacité et l'efficacités des actions menées et des moyens mobilisés durant la période considérée.

Le suivi de la TVB doit donc être mis en place dès l'élaboration du SRCE lorsque les critères traduisant la fonctionnalité et la qualité des continuités, qui seront évalués à la fin de la période, seront définis.

IX. Discussion

Les avantages et les limites de ces corridors ont été analysés par des chercheurs du monde entier et sont encore actuellement discutés au sein de la communauté scientifique. Concernant les bienfaits écologiques recensés suite à la mise en place d'une trame écologique, les corridors permettraient de conserver une richesse spécifique dans les taches d'habitat et d'augmenter l'abondance des communautés via les échanges entre les taches d'habitat (Pardini *et al.*, 2005 ; Gosselin & Laroussinie, 2004). La connectivité induite par les corridors pourrait, de plus, augmenter la richesse spécifique de 20% dans les communautés végétales (Damschen *et al.*, 2006 *in* Chaurand, 2011). Ces échanges entraîneraient alors, d'un point de vue génétique, des transferts de gènes (Beier & Loe, 1992) et permettraient d'éviter les phénomènes de consanguinité au sein des populations ainsi que l'appauvrissement des pools génétiques, ou effet Allee²⁴, rendant les populations concernées plus vulnérables aux différents changements environnementaux (Gosselin & Laroussinie, 2004). Les corridors favoriseraient également la pollinisation, la dispersion des végétaux et l'augmentation du nombre de graines dans les parcelles connectées ce qui pourrait accroître la taille des populations (Haddad *et al.*, 2003). De plus, la quantité et la qualité du pollen produit par les plantes situées dans des zones connectées seraient plus élevées du fait de la hausse de diversité et de mouvement des pollinisateurs (Townsend & Levey, 2005).

Cependant, la littérature montre que certains risques seraient inhérents à la mise en place de corridors. Tout d'abord, les corridors pourraient accentuer la colonisation des milieux par les espèces exotiques envahissantes²⁵ (Thompson et Ronce, 2010 ; Clergeau & Désiré, 1999). Les modes de dispersion tels que l'anémochorie ou la zoochorie faciliteraient l'implantation de ces végétaux. Les plantes invasives pourraient, de par leur facilité de dispersion, empêcher l'installation de plantes autochtones, particulièrement au niveau des bords de routes ou des berges de cours d'eau (Clergeau & Désiré, 1999). Cependant cette supposition ne fait pas l'unanimité dans la communauté scientifique car ces plantes assurent déjà leur dispersion sans les corridors et sont colonisatrices de milieux pauvres ou endommagés (Touroult & Sordello, com.pers.). A contrario, les corridors pourraient être favorables à la colonisation des espèces indigènes aux capacités de dispersion plus limitées (Levey *et al.*, 2005 *in* Chaurand, 2011). Selon plusieurs auteurs, les corridors augmenteraient dans certains cas la dispersion d'agents pathogènes tels que des parasites ou des maladies car ils focalisent les mouvements quelle que soit l'espèce (Gosselin & Laroussinie, 2004 ; Clergeau & Désiré, 1999 ; Beier & Loe, 1992). C'est le cas pour les tiques de l'espèce *Ixodes ricinus* qui se trouvent dans des vieilles forêts hétérogènes de chênes. L'étude d'Estrada-Peña (2003) montre que les tiques sont plus présentes dans des milieux connectés, leur dispersion est fonction des mouvements de leurs hôtes et de leur sensibilité à la perméabilité.

D'un point de vue génétique, un risque de perte d'allèles spécifiques, permettant une différenciation génétique chez les populations éloignées les unes des autres, serait possible au niveau de l'ensemble des taches connectées (Gosselin & Laroussinie, 2004 ; Clergeau & Désiré, 1999). Cela pourrait alors accentuer le risque d'homogénéisation génétique entre les différentes populations, l'auteur préconiserait alors l'annulation de la création ou de la restauration de zones relais entre les taches d'habitat (Le Cadre, 2005).

²⁴ L'effet Allee se produit lorsqu'un faible nombre d'individu d'une espèce est présent, la reproduction entre les individus est alors plus faible et le brassage génétique moins important (Courchamp, 2008).

²⁵ Une partie des plantes naturalisées (exotiques) sont dites « envahissantes » lorsqu'elles ont de fortes capacités de reproduction et de dispersion (sur de grandes distances à partir de la plante mère) avec un potentiel de propagation élevé et une tendance marquée à former des populations denses ou monospécifiques (Pysek *et al.*, 2004 ; Mitic *et al.*, 2008 *in* Chaurand, 2011)

En ce qui concerne l'évolution des espèces, l'isolement des populations, où le nombre d'individus est suffisant, a permis l'adaptation des espèces aux changements du milieu ainsi que l'apparition de nouvelles espèces (Thompson & Ronce, 2010).

Des suivis scientifiques spécifiquement orientés sur les échanges génétiques et l'adaptation des espèces aux changements globaux sont absolument nécessaires afin d'obtenir des éclairages à la mise en place des différents types de corridors.

Les corridors pourraient également accentuer les effets de la prédation dans les corridors étroits et en lisière selon Clergeau & Désiré (1999) et Gosselin & Laroussinie (2004). La pression de prédation sur les différentes graines végétales pourrait être modifiée au sein des corridors par la faune utilisant ces linéaires (Haddad & Tewksbury, 2006 ; Tewksbury *et al.*, 2002). Ces changements entraîneraient alors potentiellement des modifications dans la composition des diverses communautés végétales (Orrock & Damschen, 2005 ; Orrock *et al.*, 2003). Une autre limite potentielle de la mise en place d'un réseau écologique, est la propagation aisée des incendies au travers des corridors formant des linéaires boisés (Gosselin & Laroussinie, 2004 ; Clergeau & Désiré, 1999 ; Beier & Loe, 1992).

D'un point de vue méthodologique, la détermination des espèces pour la mise en place de la TVB au niveau régional et local est principalement basée sur la présence/absence des espèces et non sur leurs effectifs qui ne sont souvent pas bien connus. Certaines espèces n'ont volontairement pas été prises en compte, comme les oiseaux nicheurs migrateurs ou encore les organismes saproxyliques (inféodés aux vieux bois ou au bois mort) qui représentent pourtant 20 à 30 % des espèces forestières. Le choix concernant les oiseaux migrateurs est discutable, en effet, ces espèces peuvent être influencées par la fragmentation de leur habitat de reproduction ; les espèces migratrices ne sont pas forcément plus infidèles à leurs sites de reproduction que les espèces sédentaires (Archaux, com.pers.). Parmi les organismes saproxyliques, on trouve des espèces appartenant à des groupes taxonomiques très différents allant de l'avifaune aux mycètes en passant par l'entomofaune. Alors que les oiseaux sont concernés par le critère de cohérence espèces et que certaines espèces sont ainsi sélectionnées comme les pics, d'autres groupes se retrouvent non pris en compte au sein des critères de cohérence nationale. C'est le cas notamment des insectes saproxyliques car pour les invertébrés seuls les rhopalocères, orthoptères et odonates sont couverts par le critère espèces. Les groupes taxonomiques non concernés portent cependant des enjeux de conservation importants. Les espèces les plus sensibles ont en effet besoin de zones forestières hébergeant de vieux arbres présentant des micro-habitats nécessaires à leur développement (cavités et bois morts principalement). Ces espèces n'ont toutefois pas été retenues dans le rapport du COMOP TVB (Rapport SPN, 2011). Les données sur l'avifaune issues des atlas régionaux n'ont pas été prises en compte car les méthodes de recensement employées ne sont pas homogènes à l'échelle métropolitaine.

De plus, un manque de connaissances sur les espèces, notamment du point de vue de leur écologie, ne permet pas d'être très précis sur les modes et les distances de dispersion et donc sur la définition des besoins en continuités qui reste alors assez approximative. D'autre part, le fait que les données sur les distances de dispersion soient hypothétiques suppose que les distances effectives sont le plus souvent bien différentes de la théorie et plus faibles comme il a été remarqué dans les migrations constatées pour la flore des Alpes. Par ailleurs, le partage des données entre les différents acteurs du territoire n'est pas toujours réalisé et ces données sont parfois anciennes et non actualisées d'où la nécessité de l'implication de tous les acteurs et le partage des informations.

Concernant l'état de l'art des phénomènes de dispersion et de migration, il a été montré que ce sont des phénomènes complexes multifactoriels qui demandent encore largement à être étudiés.

Les modes de dispersion chez les végétaux et plus précisément chez les essences forestières vont jouer un rôle important dans l'adaptation au changement climatique et aux phénomènes de migration. Les espèces se dispersent en général via plusieurs modes, ces derniers étant encore mal connus pour les espèces forestières notamment du point de vue de leur proportion et des distances pouvant être parcourues par les propagules. Étant donné que les animaux jouent un rôle particulièrement important dans la dispersion, il serait important de prendre en compte la zoochorie dans la démarche de mise en place de la Trame verte et bleue. Ces espèces peuvent, en effet, permettre l'implantation des espèces végétales sur d'assez longues distances que ce soit les grands ongulés ou bien certains oiseaux comme le Geai des chênes en grande partie granivore. La pollinisation joue aussi un rôle très important dans la dispersion des végétaux, cette dernière étant actuellement le fruit d'études mais encore peu connue. Des continuités pour les pollinisateurs seraient donc à considérer (Baudry, com.pers.).

Les besoins de dispersion post-natale chez les animaux ne sont pas les mêmes selon les espèces prises en compte. Au sein d'un même taxon, les besoins en distance de dispersion sont très variables, les besoins en continuité sont donc différents, ces distances peuvent varier en fonction de la taille du territoire vital des individus, des capacités physiques d'une espèce, etc. La méconnaissance des traits de vie des espèces induit des approximations notables dans le choix des espèces cibles, des types de corridors à créer et dans la nécessité ou non d'en créer pour cette espèce. Par exemple, les sangliers ne nécessitent pas forcément de corridors linéaires continus et peuvent franchir des milieux ouverts sur d'assez longues distances. Les corridors doivent donc être adaptés à l'espèce, de par les caractéristiques physiques : forme continue, de zones relais ou de mosaïque d'habitats, large ou étroit, strate arbustive, arborée ou milieu ouvert, qualité de la zone tampon, obstacles présents ; mais aussi de par les traits de vie des espèces présentes sur le corridor. Les corridors peuvent être entourés par des zones tampon, qui peuvent être constituées, par exemple, de bandes enherbées, de lisières, d'écotones, etc. Leur largeur peut être déterminée en fonction de la qualité du milieu environnant.

Les modes de gestion doivent aussi s'adapter à la sous-trame forestière définie, par exemple si l'on privilégie les milieux ouverts de landes, des corridors vont être réalisés en déboisant, si besoin est, des chemins et en privilégiant le maintien d'une strate herbacée et d'une strate arbustive basse (PNR Oise-Pays de France). Les différents obstacles auront des incidences différentes selon les espèces, en fonction de leur franchissabilité ou non et en fonction de leur nature et des modes de déplacement de l'espèce considérée. C'est pourquoi les corridors qui seront mis en place ou restaurés devront, en fonction des espèces sélectionnées, avoir des longueurs suffisantes et des formes adaptées.

Certains animaux comme les grands oiseaux, les chiroptères et les grands mammifères peuvent se déplacer sur d'assez longues distances pouvant s'étendre sur plusieurs kilomètres comme par exemple le Geai des chênes qui peut se disperser en moyenne d'environ dix kilomètres. Ces animaux ne nécessitent donc pas obligatoirement de corridors continus et peuvent se contenter de zones relais semblables à leur milieu de vie d'origine. Ces zones relais ne doivent cependant pas être des puits pour ces espèces, c'est-à-dire qu'elles doivent être des zones transitoires d'où les espèces peuvent repartir dans le but de trouver des taches d'habitats où elles pourront effectuer les étapes essentielles de leur cycle de vie. Un corridor qui connecterait une source à un puits aurait alors un rôle négatif, or les SRCE n'identifient pas à tort ou à raison les zones potentiellement puits (Archaux, com.pers.). Les corridors pourraient alors bloquer les individus dans un territoire trop éloigné d'un habitat vital et trop petit pour subvenir à leurs besoins vitaux (Baudry, com.pers.). Dans la sous-trame forestière ces zones relais se traduisent le plus souvent par des bosquets appartenant le plus souvent à des particuliers d'où la difficulté de sensibiliser un grand nombre de personnes. Le lynx eurasiens et le chat forestier ne peuvent également pas traverser de milieux ouverts sur de longues distances tout comme les chiroptères qui n'effectuent, en moyenne, pas de déplacements de plus de plusieurs centaines de mètres en milieu ouvert.

Le sanglier quant à lui s'est adapté aux zones de cultures et peut tolérer des zones ouvertes. Le chevreuil et le cerf élaphe peuvent également tolérer des zones ouvertes mais pas la traversée de linéaires routiers ou ferroviaires bien que leurs effectifs soient en forte hausse sur le territoire français contrairement aux blaireaux, renards et lynx. Pour ce qui est des espèces qui nécessitent des corridors « continus » au sein de la matrice comme les carabidés, les petits oiseaux, les lépidoptères et les micro-mammifères, les linéaires de haies semblent être de bons connecteurs entre les différentes taches d'habitats. Les lépidoptères tolèrent également une alternance de zones ouvertes et fermées.

Les largeurs doivent être adaptées aux différents animaux ciblés dans le schéma de territoire. Par exemple, la région Auvergne suggère des largeurs comprises entre 20 et 90 mètres.

Pour ce qui est des trames intra-forestières, elles sont importantes pour les amphibiens, pour les espèces inféodées à des milieux particuliers et de faibles surfaces morcelées comme les îlots de sénescence, les marais tufeux, etc. La dispersion des espèces dépend aussi de facteurs abiotiques comme l'état de fragmentation du paysage et de la qualité des connectivités restaurées ou créées.

Quant à la migration des espèces selon les différents scénarios de changement climatique, cette dernière reste encore très imprécise du fait, en premier lieu, des incertitudes qui pèsent sur les scénarios actuellement à l'étude. Cependant un déplacement des espèces est déjà constaté dans les Alpes. Les espèces vont certainement avoir des comportements adaptatifs encore difficilement prévisibles et les vitesses de migration seront différentes selon les milieux considérés (montagne ou plaine) et selon les espèces. On ne connaît pas encore assez bien les changements qui vont s'opérer d'un point de vue génétique et écophysologique, ces derniers vont certainement permettre une certaine adaptation et une évolution des espèces. De même, les effets de seuils sont encore méconnus mais néanmoins importants, en effet dans certains cas le corridor ne remplira plus ses fonctions si la caractéristique de ce dernier se trouve au-dessus ou en dessous d'une valeur seuil qui est à déterminer au préalable. Les corridors restaurés ou mis en place devront être modulables dans les années futures afin de s'adapter aux changements globaux. De plus, les scénarios proposés par le GIEC sont relativement différents les uns des autres du point de vue de leurs estimations et sont basés sur des hypothèses de comportements anthropologiques futurs non prévisibles à l'heure actuelle. Il est néanmoins important de prendre en compte dès aujourd'hui les habitats potentiels de demain afin de préserver la connectivité. Par exemple, pour la sous-trame des forêts anciennes, il faudrait dès aujourd'hui prendre en compte le fait que les forêts récentes actuelles, le plus souvent en bordure des forêts anciennes, vont devenir les forêts anciennes de demain (Archaux, com.pers.) en tenant compte de la forte capacité de maintien au niveau local des espèces végétales.

Il ne faut néanmoins pas omettre le fait que de nombreux végétaux ont une reproduction végétative majoritaire et voient donc l'expansion de leur habitat autour du plan parent (cf. Figure 27).

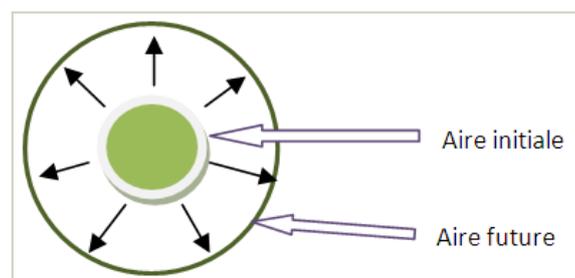


Figure 27. Expansion de l'habitat grâce à la reproduction végétative, source personnelle

En ce qui concerne le critère « habitats », ces derniers ne sont pas encore bien connus des chercheurs du point de vue de leur fonctionnement et de leur délimitation d'où les difficultés de les prendre en compte dans la démarche de mise en place de la TVB même si les habitats appartenant à la DHFF sont mieux connus et délimités. Il en est de même pour les différentes associations phytosociologiques qui sont en cours d'étude et dont on ne connaît pas tous les fonctionnements.

Le critère espèce, bien que ne faisant pas état à proprement dit du milieu de vie, peut permettre, grâce au choix d'espèces parapluies²⁶, la prise en considération indirecte de plusieurs espèces.

Du point de vue de la détermination cartographique des corridors, chaque région a libre choix d'une des méthodes suggérées dans le COMOP. Cependant, ces méthodes sont plus ou moins précises, elles peuvent être couplées et associées à des données complémentaires de terrain, qui sont le plus souvent à recueillir. Les échelles cartographiques ne sont pas toujours les mêmes, la majorité cependant, sont au 1/25000^{ème} et les bases de données utilisées peuvent également changer selon les régions et les territoires considérés. Les coefficients utilisés pour définir la perméabilité des milieux ne sont pas identiques dans toutes les régions et sont plus ou moins subjectifs. De plus, il est important que les analyses visuelles ou effectuées sous SIG soient confirmées par des vérifications de terrain.

Les plans d'aménagement sont également à échelle plus restreinte que les changements globaux qui vont s'opérer dans les prochains siècles d'où la difficulté pour les représentants de l'Etat et les gestionnaires de prendre en compte l'impact du changement climatique dans la rédaction et la mise en œuvre sur le terrain des actions prévues. L'acquisition foncière ou la contractualisation est également à réfléchir, notamment pour les espaces agricoles et les petits bois ou bosquets qui pourraient représenter des espaces importants dans la mise en place d'une trame forestière notamment pour les axes de corridors possédant des zones relais. Des réajustements des documents sont donc à prévoir dans un contexte de changements globaux.

Pour résumer, les pistes de travail pouvant être étudiées pour la mise en place de la TVB pourraient être :

- Définition d'indicateurs pertinents pour le suivi de la démarche TVB,
- Gestion différenciée en milieu intra-forestier dans le but de faciliter la migration d'habitats et d'espèces déterminants et remarquables,
- Définition de zones tampons autour des massifs forestiers,
- Préservation des essences en limite d'aires de répartition (optimiser les capacités adaptatives de l'espèce, favoriser les stations récentes où l'espèce est en croissance),
- Préservation des bosquets et bois (zones relais pour la dispersion des espèces), concertation avec les propriétaires,
- Travail en collaboration entre organismes de recherche, gestionnaires et décideurs pour partager les connaissances sur la migration des espèces forestières et les modèles prédictifs établis pour certaines essences,
- Travail de concertation entre les différents parcs ou régions pour travailler à une plus grande échelle.

²⁶ Espèce dont l'étendue du territoire permet la protection d'un grand nombre d'autres espèces si celle-ci est protégée, notamment du fait de la grande taille de son espace vital (Rapport SPN critère espèces, Sordello, 2011b).

CONCLUSION

La Trame verte et bleue est un outil qui une fois intégré aux documents d'urbanisme pourra réellement être mis concrètement en application. Cependant, cette synthèse a révélé quelques lacunes au niveau des connaissances scientifiques en ce qui concerne les données phytosociologiques à l'échelle de la France, la dispersion des espèces, l'adaptation des espèces aux changements globaux, etc. La mise en place de la TVB étant laissée relativement libre aux collectivités et aux gestionnaires, il sera important de créer un réseau d'échange dynamique et efficient pour que les partages d'expériences puissent se réaliser.

Concernant l'évaluation de la TVB, des indicateurs robustes et pertinents devront être choisis en amont de la démarche et si possible homogènes à l'échelle du territoire. Les échanges entre décideurs, scientifiques et gestionnaires seront indispensables au bon fonctionnement de l'outil. Les risques pouvant être associés aux corridors écologiques devront être définis et connus dans le but de pouvoir être évités ou bien fortement atténués. De plus, il est à noter que la trame écologique qui sera mise en place à l'échelle du territoire devra être révisable et modifiable dans le temps compte tenu des incertitudes concernant les changements globaux.

Le manque de temps n'a pas permis ici d'achever tous les travaux mais ce travail est un tremplin pour les recherches futures à mettre en place et les thèmes qui devront être approfondis.

BIBLIOGRAPHIE

Allag-Dhuisme F., Amsallem J., Barthod C., Deshayes M., Graffin V., Lefeuvre C., Salles E. (coord.), Barnetche C., Brouard-Masson J., Delaunay A., Garnier CC, Trouvilliez J. (2010a). Choix stratégiques de nature à contribuer à la préservation et à la remise en bon état des continuités écologiques – premier document en appui à la mise en œuvre de la Trame verte et bleue en France. Proposition issue du comité opérationnel Trame verte et bleue. MEEDDM ed.

Allag-Dhuisme F., Amsallem J., Barthod C., Deshayes M., Graffin V., Lefeuvre C., Salles E. (coord.), Barnetche C., Brouard-Masson J., Delaunay A., Garnier CC, Trouvilliez J. (2010b). Guide méthodologique identifiant les enjeux nationaux et transfrontaliers relatifs à la préservation et à la remise en bon état des continuités écologiques et comportant un volet relatif à l'élaboration des schémas régionaux de cohérence écologique – deuxième document en appui à la mise en œuvre de la Trame verte et bleue en France. Proposition issue du comité opérationnel Trame verte et bleue. MEEDDM ed.

Allag-Dhuisme F., Barthod C., Bielsa S., Brouard-Masson J., Graffin V., Vanpeene S. (coord), Chamouton S., Dessarps P-M., Lansart M., Orsini A. (2010c). Prise en compte des orientations nationales pour la préservation et la remise en bon état des continuités écologiques par les grandes infrastructures linéaires de l'État et de ses établissements publics – troisième document en appui à la mise en œuvre de la Trame verte et bleue en France. Proposition issue du comité opérationnel Trame verte et bleue. MEEDDM ed.

Amsallem J., Deshayes M. & Bonnevalle M. (2010). Analyse comparative de méthodes d'élaboration de trames vertes et bleues nationales et régionales. Sciences Eaux et territoires n°3, pages 40-45.

Aptroot A. & van Herk C.M. (2007). Further evidence of the effects of global warming on lichens, particularly those with *Trentepohlia* phycobionts. Environmental Pollution, vol. 146, Issue 2, pages 293–298.

Archaux F., Baltzinger C., Biache C. & Bouix T. (2011). Trame verte et bleue et forêt, Quels enjeux ? Quelles actions mettre en œuvre ? Groupe Trame verte et bleue, Fédération des PNR et ONF. Journée d'échange – 23 Septembre 2011.

Archaux F., Boulanger V., Camaret S., Corcket E., Dupouey J.-L., Forgeard F, Heuzé P., Lebreton-Gallet M., Mârell A., Payet K., Ulrich E., Antonetti P., Behr P., Bourjot L., Brethes A., Chevalier R., Dobremez J.-F., Dumas Y., Dume G., Foret M., Kieffer C., Mirlyaz W., Picard J.-F., Richard F., Savoie J.-M., Seytre L., Timbal J., Touffet J. & Triesch S. (2009). RENECOFOR - Dix ans de suivi de la végétation forestière : avancées méthodologiques et évolution temporelle de la flore (1994/95-2005). Office National des Forêts, Direction Technique et Commerciale Bois, ISBN : 978 – 2 – 84207 – 339 – 8, 456 pages.

Archaux F. (2004). Breeding upwards when climate is becoming warmer: no bird response in the French Alps. Ibis, vol. 146, pages 138-144.

Badeau V., Dupouey J.-L., Cluzeau C., Drapier J., Le Bas C. (2010). Climate change and the biogeography of French tree species: first results and perspectives. In Forest Cycle and Climate Change. Denis Loustau (Ed.). Quae, ISBN 978-2-0384-0, pages 231-252.

Badeau V., Dupouey J.-L., Cluzeau C., Drapier J. (2005). Aires potentielles de répartition des essences forestières d'ici 2100. Forêt-entreprise, vol.162, pages 25-29.

- Badeau V., Dupouey J.L., Cluzeau C., Drapier J., Le Bas C. (2004). Modélisation et cartographie de l'aire climatique potentielle des grandes essences forestières françaises. Rapport final, Carbofor. Séquestration de carbone dans les grands écosystèmes forestiers en France. Quantification, spatialisation, vulnérabilité et impacts de différents scénarios climatiques et sylvicoles. Volet D1. Programme GICC, INRA Bordeaux, pages 101-111
- Baguette M. & Van Dyck H. (2007). Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for dispersal. *Landscape ecology*, vol.22, pages 1117-1129.
- Baguette M. & Van Dyck H. (2005). Dispersal behavior in fragmented landscapes: routine or special movement? *Basic and Applied Ecology*, vol.6, pages 535-545.
- Baguette M. (2004). The classical metapopulation theory and the real natural world: a critical appraisal. *Basic and Applied Ecology*, vol.5, pages 213-224.
- Baltzinger C., Barrier R., Picard M. & Boscardin Y. Projet DIPLO (2009-201x) Dispersion des PLantes par les Ongulés sauvages : approche comparative de 3 vecteurs le cerf, le chevreuil et le sanglier.
- Barbet-Massin M., Thuiller W. & Jiguet F. (2011). The fate of European breeding birds under climate, land-use and dispersal scenarios. *Global Change Biology*, vol.18, pages 881-890.
- Barthod C., Graffin V. & Deshayes M. (2011). Les trames verte et bleue, un projet du Grenelle de l'environnement qui concerne les forestiers, *Revue Forestière Française* LXIII.
- Basilico L, Massu N. & Martin D. (2010). Changement climatique impacts sur le littoral et conséquences pour la gestion. Synthèse du séminaire des 18 et 19 octobre 2010, Fréjus.
- Bastien Y. & Gauberville C. (coord.) (2011). Vocabulaire forestier. Ecologie, gestion et conservation des espaces boisés. AgroParisTech, CNPF-IDF, ONF, ISBN : 978-2-904740-99-2, 555 pages.
- Baubet E., Vassant J., Brandt S. & Maillard D. (2007). Connaissances sur la biologie du sanglier : Utilisation de l'espace et régime alimentaire. ONCFS. Colloque sur les modalités de gestion du sanglier en France.
- Beier P. & Loe S. (1992). A checklist for evaluating impacts to wildlife movement corridors. *Wildlife Society Bulletin*, vol.20, pages 434-440.
- Beier P. & Noss R.F. (1998). Do Habitat Corridors Provide Connectivity? *Conservation Biology*, Vol.12, issue 6, pages 1241-1252.
- Bennet A.F., Henein K. & Merriam G. (1994). Corridor use and the elements of corridor quality: Chipmunks and fencerows in a farmland mosaic. *Biological Conservation*, vol.68, Issue 2, pages 155-165.
- Bennett A.F. (1990). Habitat corridors and the conservation forest environment of small mammals in a fragmented landscape. *Landscape Ecology*, vol.4, pages 109-122.
- Bergès L., Roche P. & Avon C. (2010). Corridors écologiques et conservation de la biodiversité, intérêts et limites pour la mise en place de la Trame verte et bleue. *Sciences Eaux et Territoires* n°3.
- Berthoud G. & Müller S. (1994). Sécurité faune / trafics. Manuel pratique à l'usage des ingénieurs civils. EPFL – Laboratoire des voies de circulation. Saint-Sulpice, 124 pages.

- Bertoud G. (2010). Guide méthodologique des réseaux écologiques hiérarchisés. Conseil Général d'Isère.
- Bertrand R., Lenoir J., Piedallu C., Riofrío-Dillon G., de Ruffray P., Vidal C., et al. (2011). Changes in plant community composition lag behind climate warming in lowland forests. *Nature*, vol. 479, pages 517-520.
- Birard C. (2006). Les chemins de la vie. *Revue Espaces Naturels*, n°14.
- Birot Y., Palahi, Mavsar R., Gracia C. (2008). Mediterranean Forests Under Focus. *International Forestry Review*, vol.10 (4), page 676.
- Bodin J. (2010). Thèse : Observed changes in mountain vegetation of the Alps during the XXth century, Role of climate and land-use changes. Université Henri Poincaré - Nancy I, Universität Hannover.
- Bolger D. T., Scott A.T. & Rotenberry J.T. (2001). Use of corridors-like landscape structures by birds and small mammal species. *Biological Conservation*, vol.102, pages 213-224.
- Bonenfant C. (2008). Dynamique des populations des grands herbivores: application au Cerf élaphe (*Cervus elaphus*). CNRS-LBBE, Lyon. Symposium Cerf, Avril 2008.
- Bontemps J-D. (2006). Evolution de la productivité des peuplements réguliers et monospécifiques de hêtre (*Fagus sylvatica L.*) et de chêne sessile (*Quercus petraea Liebl.*) dans la moitié Nord de la France au cours du XXe siècle. Doctorat Sciences Forestières, LERFoB, Paristech, ENGREF.
- Bracco & Prevost (2010). Atlas des mammifères sauvages en Poitou-Charentes. Grand Rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*).
- Brown J.H. & Gibson A.C. (1983). *Biogeography*. Mosby, St. Louis, MO, page 643.
- Brubaker L.B. (1986). Responses of tree populations to climatic change. *Vegetatio*, vol.67, pages 119-130.
- Brückmann S.V., Krauss J., Steffan-Dewenter I. (2010). Butterfly and plant specialists suffer from reduced connectivity in fragmented landscapes. *Journal of Applied Ecology*, vol. 47, Issue 4, pages 799–809.
- Bugmann H. (1997). Sensitivity of forests in the European Alps to future climatic change. *Climate Research*, vol.8, pages 35-44.
- Burel F. & Baudry J. (1999). *Ecologie du paysage: Concepts, méthodes et applications*. Tec et Doc, Lavoisier, 360 pages.
- Cemagref & MEEDDM. (2010). Étude de l'intégration des continuités écologiques dans les SCot en 2009 avant l'approbation de la loi Grenelle 2. Partie I.
- Chaurand J. (2011). Trame verte et bleue, critères de cohérence interrégionale, nationale et transfrontalière. Réflexion sur la méthodologie à adopter pour définir des listes d'espèces végétales « déterminantes » Trame Verte et Bleue. Fédération des Conservatoires Botaniques Nationaux.

Cheaib A., Badeau V., Boe J., Chuine I., Delire C., Dufrêne E., Francois C., Gritti E.S., Legay M., Page C., Thuiller W., Viovy N. & Leadley P. (2012). Climate change impacts on tree ranges: model intercomparison facilitates understanding and quantification of uncertainty. *Ecology letters*.

Chemin S. (2010). Plan National d'Actions en faveur du sonneur à ventre jaune (*Bombina variegata*). Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement durable et de la Mer. Coord. Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de Lorraine. Réalisation ECOTER. Version soumise à la consultation. 163 pages.

Clergeau P. & Désiré G. (1999). Biodiversité, paysage et aménagement : du corridor à la zone de connexion biologique. *Mappemonde* 55.

Clobert J., Le Galliard J.F., Cote J., Meylan S. & Massot M. (2009). Informed dispersal, heterogeneity in animal dispersal syndromes and the dynamics of spatially structured populations. *Ecology Letters*, vol.12, pages 197–209.

Clobert J., Danchin E., Dhont A. & Nichols J.D. (2001). *Dispersal*. Oxford University Press, ISBN: 019850660.

Cooper J.K., Li J. & Montagnes D.J.S. (2012). Intermediate fragmentation per se provides stable predator-prey metapopulation dynamics. *Ecology letters*, vol.15, pages 856-863.

Coulon A. (auteur principal) ; Hewison M. & Cosson J.-F. (co-directeurs de thèse). (2006). Thèse : Etude de l'influence du paysage sur la dispersion du chevreuil (*Capreolus capreolus*) en milieu fragmenté. Université Paul Sabatier, Toulouse. 195 pages.

Courchamp F., Berc L. & Gascoigne J. (2008). *Allee effects in ecology and conservation*. Oxford University Press.

Cramer J.M., Mesquitab R.C.G. & Williamson G.B. (2007). Forest fragmentation differentially affects seed dispersal of large and small-seeded tropical trees. *Biological Conservation*, vol.137, Issue 3, pages 415–423.

Davies Z.G. & Pullin A.E. (2007). Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach. *Landscape ecology*, vol.22, pages 333-351.

Deboudt P. (2010). Inégalités écologiques, territoires littoraux & développement durable. Septentrion Presses Universitaires, ISBN : 978-2-7574-0134-7, pages 53-54.

Devictor V., Van Swaay C., Brereton T., Brotons L., Chamberlain D., Heliölä J., Herrando S., Julliard R., Kuussaari, Lindström A., Reif J., Roy D.B., Sttele J., Stefanescu C., Van Strien A., Van Turnhout C., Vermouzek Z., WallisDeVries M., Wynhoff I. & Jiguet F. (2012). Differences in the climatic debts of birds and butterflies at a continental scales, *Nature Climate Change*, vol.2, Issue 2.

Devilleger C., Roulet J.-J, David Y., Serre D. Lesage C. & Reverchon S. (2010) Fragmentation du territoire par les clôtures : une dynamique préoccupante dans le Loiret. Étude d'impact sur le cerf élaphe. *Faune sauvage*, n°289, pages 39-45.

Dico de Bio 2ème édition. (2006). Editions De Boek Université. Page 131.

Driscoll D.A., Kirkpatrick J.B., McQuillan P.B. & Bonham K.J. (2010). Classic metapopulations are rare among common beetle species from a naturally fragmented landscape. *Journal of Animal Ecology*, vol.79, pages 294-303.

Dubourdieu J. (1997). *Manuel d'aménagement forestier*. ONF et Lavoisier, ISBN : 2-7430-0195-X, 244 pages.

Ducousso A. Le climat change, les espèces migrent. (2012). *Forêts de France*, n°550, pages 32-34.

Engler R. & Guisan A. (2009). MIGCLIM: Predicting plant distribution and dispersal in a changing climate. *Diversity and Distributions*, vol. 15, pages 590–601.

Estrada A. & Coates-Estrada R. (2002). Bats in continuous forest, forest fragments and in an agricultural mosaic habitat-island at Los Tuxtlas, Mexico. *Biological Conservation*, vol.103, pages 237-245.

Estrada-Peña A. (2003). The relationships between habitat topology, critical scales of connectivity and tick abundance *Ixodes ricinus* in a heterogeneous landscape in northern Spain. *Ecography*, vol.26, issue 5, pages 661-671.

European Commission Directorate-General for Agriculture and Rural Development. (2008). *Impacts of Climate Change on European Forests and Options for Adaptation*, AGRI-2007-G4-06.

European Tropical Forests Research Network (2009). *Forests and Climate Change: adaptation and mitigation*. ETFRN News, vol.50.

Fahrig L. (2003). Effect of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, vol. 34, pages 487-515.

Fitzgibbon C.D. (1997). Small mammals in farm woodlands: the effects of habitat, isolation and surrounding land-use patterns. *Journal of Applied Ecology*, vol.34, pages 530-539.

Fitzgibbon C.D. (1993). The distribution of Gray Squirrel dreys in farm woodland: The influence of wood area, isolation, and management. *Journal of Applied Ecology*, vol.30, pages 736–742.

Freeland W.J. & Martin K.C. (1985). The Rate of Range Expansion by *Bufo marinus* in Northern Australia, 1980-84. *Australian Wildlife Research*, vol.12, Issue 3, pages 555-559.

GIEC, 2007 : Bilan 2007 des changements climatiques. Contribution des Groupes de travail I, II et III au quatrième rapport d'évaluation du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat [Équipe de rédaction principale : Pachauri R.K. et Reisinger A.]. GIEC, Genève, Suisse, 103 pages.

Gorb E. & Gorb S. (2010). *Seed dispersal by Ants in a Deciduous Forest Ecosystem : Mechanisms, Strategies, Adaptations*. Kluwer Academic Publishers, ISBN : 978-90-481-6317-5, 218 pages.

Gosselin M. & Laroussinie O. (coord.) (2004). *Biodiversité et gestion forestière, connaître pour préserver*. Synthèse bibliographique, Ecofor et Cemagref éditions.

Goudet M. (2011). *Le réseau systématique de suivi des dommages forestiers en 2011. Bilan de la Santé des Forêts [France] en 2011*. Min. Agri. Alim. Pêche Rura. Amén. Terr. (Département de la Santé des Forêts), Paris, 11 pages.

Gregory R. D., Willis S.G., Jiguet F., Vorisek P., Klvanova A., Van Strien A., Huntley B., Collingham Y.C., Couvet D. & Green R.E. (2009). An indicator of the Impacts of Climatic Change on European Bird Populations. PLoS One, Vol.4, Issue 3.

Gros-Desorme J.-R. & Saffache P. (2004). Phytogéographie, Zoogéographie et Ecologie : Voyage a Travers un Dédale de Termes Obscurs. Publibook/EPU, 108 pages, ISBN : 9782748306149 .

Haas C.A. (1995). Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape. Conservation biology, vol.9, pages 845-854.

Haddad N.M., Tewksbury J.J. (2006). Impacts of corridors on populations and communities. Cambridge University Press.

Haddad N.M., and Joshua J.T. (2005). Low-quality habitat corridors as movement conduits for two butterfly species. Ecological Applications, vol.15, pages 250–257.

Haddad N.M., Bowne D.R., Cunningham A., Danielson B.J., Levey D.J., Sargent S. & Spira T. (2003). Corridor use by diverse taxa. Ecology, vol.84, pages 609-615.

Haddad N. M. & Baum K. A. (1999). An experimental test of corridor effects on butterfly densities. Ecological Applications, vol.9, pages 623–633.

Hellmund P.C. & Smith D.S. (2006). Designing Greenways: Sustainable Landscapes for nature and People. Island Press, ISBN: 1-55963-329-8, 265 pages.

Hendoux F. (2008). Atlas Régional de la Trame verte et bleue, cahier méthodologique région Nord Pas-de-Calais. Conservatoire botanique national de Bailleul.

Herrera C. & Pellmyr O. (2002). Plant Animal Interactions, An evolutionary approach. Chap 7: Seed dispersal by vertebrates. Blackweel publishing, pages 185-211, ISBN: 0-632-05267-8.

Heusser H. (1968). Die Liebenseise des Erdkröte (*Bufo bufo* L) Wanderungen und Sommerquartiere. Revue Suisse de Zoologie, vol.75, pages 928-982.

Hinsley S.A., Bellamy P.E., Enoksson B., Fry G., Gabrielsen L., McCollin D., Schotman A. (1998). Geographical and land-use influences on bird species richness in small woods in agricultural landscapes. Global Ecology and Biogeography Letters, vol.7, pages 125–135.

Hinsley S.A., Bellamy P.E., Newton I & Sparks T.H. (1995). Habitat and landscape factors influencing the presence of individual breeding species in woodland fragments. J. Avian Biol. Vol.26, pages 94-104.

Houard X., Jaulin S., Dupont P. & Merlet F. (2012). Définition des listes d'insectes pour la cohérence nationale de la TVB Odonates, Orthoptères et Rhopalocères. Office Pour les Insectes et leur Environnement, 26 pages.

Howe H. F. & Smallwood J. (1982). Ecology of Seed Dispersal. Annual Review of Ecology and Systematics, vol.13, page 201-228.

Huntley B. & Birks H.J.B. (1983). An Atlas of past and present pollen map for Europe : 0-13000 years ago. Cambridge University Press, 667 pages.

IFN. (2010). Les indicateurs de gestion durable des forêts françaises métropolitaines. Chevillon imprimeur, ISBN : 978-2-11-128697-9.

IGN. (2012). La forêt en chiffres et en cartes. Memento 2012. 32 pages.

Jaberg C., Bohnenstengel T., Amstutz R. & Blant J.-D. (2006). Utilisation du milieu forestier par les chauves-souris (*Mammalia: Chiroptera*) du canton de Neuchâtel – implications pour la gestion sylvicole. *Schweiz. Z. Forstwes.* Vol.157, Issue 7, pages 254–259.

Jiguet F., Gregory R.D., Devictor V., Green R.E., Vorisek V., Van Strien A. & Couvet D. (2010a). Population trends of European common birds are predicted by characteristics of their climatic niche. *Global change biology*, vol.16, pages 497-505.

Jiguet F., Devictor V., Ottvall R., Van Turnhout C., Van der Jeugd H. & Lindström A. (2010b). Bird population trends are linearly affected by climate change along species thermal range. *Proceedings of The Royal Society*.

Joly P. & Grolet O. (1996). Colonization dynamics of new ponds, and the age structure of colonizing Alpine newts, *Triturus alpestris*. Congrès : The ecology and conservation of spatially structured populations. Colloquium, Chizé, FRANCE (18/10/1995), vol. 17, n° 6, 251 pages.

Jongman R.H.G., Pungetti G. & Ahern J. (2004). *Ecological Networks and Greenways: Concept, Design, Implementation*, Ed Cambridge: Studies in Landscape Ecology, ISBN: 0521827760, 347 pages.

Koca D., Smith B. & Sykes M.T. (2006). Modelling Regional Climate Change Effects On Potential Natural Ecosystems in Sweden. *Climatic change*, vol.78, n°2-4, pages 381-406.

Kolb A., Diekmann M. (2005). Effects of life-history traits on responses of plant species to forest fragmentation. *Conservation Biology*, vol.19, issue 3, pages 929-938.

Kupfer A. (1998). Wanderstrecken einzelner Kammolche (*Triturus cristatus*) in einem Agrarlebensraum. *Zeitschrift für Feldherpetologie*, vol.5, pages 238-242.

Kupfer A., Kneitz S. (2000). Population ecology of the great crested newt (*Triturus cristatus*) in an agricultural landscape: dynamics, pond fidelity and dispersal. *Herpetological Journal*, vol.10, pages 165-171.

Le Cadre S. (2005). Les effets Allee chez les plantes. Le cas d'*Aconitum napellus* subsp. lusitanicum, une Renonculacée rare et protégée dans le Bassin Parisien. PhD thesis, Paris, France: Conservatoire Botanique.

Lenoir J., Gégout J.C., Marquet P. A., de Ruffray P. & Brisse H. (2008). A significant upward shift in plant species optimum elevation during the 20th century. *Science*, vol.320, pages 1768-1771.

Levins R. (1969). Some demographic and genetic consequences of environmental heterogeneity for biological control. *Bulletin of the Entomological Society of America*, vol.15, pages 237-240.

Lindborg R., Helm A., Bommarco R., Heikkinen R.K., Kühn I., Pykälä J. & Pärtel M. (2011). Effect of habitat area and isolation on plant trait distribution in European forests and grasslands. *Ecography*, vol.34, pages 1-8.

Lindner M., Maroschek M., Netherer S., Kremer A., Barbati A., Garcia-Gonzalo J., Seidl R., Delzon S., Corona P. & Kolstrom M. (2010). Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems, vol. 259, Issue 4, pages 698–709.

Lloyd H.G. (1975). The red fox in Britain [In: The wild canids. Their systematics, behavioral ecology and evolution. Fox M.W., ed]. Van Nostrand Reinhold Co, New York, pages 207-215.

MacArthur R.H. & Wilson E.O. (1967) The theory of island biogeography. Princeton University Press.

MacDonald M.A. (2003). The role of corridors in biodiversity conservation in production forest landscape: a literature review, Forestry Tasmania, vol.14.

Marty P., Angélibert S., Giani N. & Joly P. (2005). Directionality of pre- and post-breeding migrations of a marbled newt population (*Triturus marmoratus*): implications for buffer zone management. Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems, vol. 15, pages 215–225.

Massu N. & Landmann G., coord. (2011). Connaissance des impacts du changement climatique sur la biodiversité en France métropolitaine, synthèse de la bibliographie. Mars 2011. ECOFOR. 180 pages. ISBN : 978-2-914770-04-0.

Menzel A. & Fabian P. (1999). Growing season extended in Europe. Nature, vol. 397, page 659.

Merriam G. & Lanoue A. (1990). Corridor use by small mammals: Field measurements for three experimental types of *Peromyscus leucopus*. Landscape Ecology, vol.4, pages 123-131.

Moller A.P., Fiedler W., Berthold P. (2010). Effects of climate change on birds. Hardback, 344 pages.

Mougenot C. & Melin E. (2000). Entre science et action : le concept de réseau écologique. Nature Sciences Sociétés, n°3, pages 20-30.

Neilson R.P., Pitelka L.F., Solomon A.M., Nathan R., Midgley G.F., Fragoso J.M.V., Lischke H. & Thompson K. (2005). Forecasting regional to global plant migration in response to climate change. BioScience 749, Vol. 55, n°9.

Niederlender L. & Badeau V. (2009). L'exemple du dépérissement du cèdre à l'arboretum d'Amance et au domaine des Barres. Colloque " Panorama de la dendrochronologie en France ", Digne-les-Bains, Octobre 2009.

Noordijk J., Shaffers A. P., Heijerman T., Sykora K. V. (2011). Using movement and habitat corridors to improve the connectivity for heathland carabid beetles. Journal for Nature Conservation vol.19, pages 276-284.

Öckinger E. & Smith H. G. (2008). Do corridors promote dispersal in grassland butterflies and other insects? Landscape Ecology, vol.40, pages 23-27.

Orrock J.L. & Damschen E.I. (2005). Corridors cause differential seed predation. Ecological Applications, vol.15, pages 793–798.

Orrock J.L., Danielson B.J., Burns M.J. & Levey D.J. (2003). Spatial ecology of predator–prey interactions: corridors and patch shape influence seed predation. Ecology, vol.84, pages 2589–2599.

- Paillat G. & Butet A. (1994). Fragmentation et connectivité dans les paysages : importance des habitats corridors pour les petits mammifères. *Arvicola*, Tome IV, n°2.
- Paradis E., Baillie S.R., Sutherland W.J. & Gregory R.D. (1998). Patterns of natal and breeding dispersal in birds. *Journal of Animal Ecology*, vol.67, Issue 4, pages 518-536.
- Pardini R., Marques de Sousa S., Braga-Neto R. & Metzger J.-P. (2005). The role of forest structure, fragment size and corridors in maintaining small mammal abundance and diversity in an Atlantic forest landscape. *Biological Conservation*, vol.124, pages 253-266.
- Parmesan C. & Yohe G. (2003). A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. *Nature*, vol.421, pages 37-42.
- Pauly H., Belrose V. (2005). La santé des forêts françaises : actualités de l'année 2004 – Sécheresse et canicule de l'été 2003 : observation en 2004 des conséquences sur les peuplements forestiers adultes. Rapport MAAPRAT, Département Santé des Forêts, 11 pages.
- Petit S. & Burel F. (1998). Effects of landscape dynamics on the metapopulation of a ground beetle (Coleoptera, Carabidae) in a hedgerow network. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol.69, pages 243-252.
- Pichenot J. (2008). Contribution à la Biologie de la Conservation du Sonneur à ventre jaune (*Bombina variegata* L.). Écologie spatiale et approche multi-échelles de la sélection de l'habitat en limite septentrionale de son aire de répartition. Thèse CERFE.
- Piégay H., Pautou G., Ruffinoni C. (2003). Les forêts riveraines des cours d'eau ; écologie, fonctions et gestion. IDF, page 11, ISBN : 2 904740880.
- Pitelka L. F., Gardner R.H., Ash J., Berry S., Gitay H., Noble I.R., Saunders A., Bradshaw R.H.W., Brubaker L., Clark J.S., Davis M.B., Sugita S., Dyer J.S., Hengeveld R., Hope G., Huntley B., King G.A., Lavorel S., Mack R.N., Malanson G.P., McGlone M., Prentice I.C. & Rejmanek M. (1997). Plant migration and climate change. *American Scientist*, vol. 85, pages 464-473.
- Plée F. (1854). *Glossologie botanique*. Baillière J.-B. ed
- Plummer M. L. & Mann C.C. (1995). Are Wildlife Corridors the Right Path? *Science*, Vol.270, n°5241, pages 1428-1430.
- PNR Oise-Pays de France. (2010). Appui scientifique et technique pour la restauration de la trame écologique "Réseau landes" dans le PNR Oise-Pays de France : Plan d'actions 2010-2015. Conservatoire d'Espaces Naturels de Picardie.
- Pysek P., Richardson D., Rejmanek M., Webster G.L., Williamson M. & Kirschner J. (2004). Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon*, vol.53, pages 131-143.
- Raffaelli J. (2007). *Les Urodèles du monde*. Penclen Edition, 377 pages.
- Rameau J.C., (1985) 1988. Phytosociologie forestière : caractères et problèmes spécifiques, relations avec la typologie forestière. Coll. Phytosociology, vol.XIV, Phytosociologie et foresterie, Nancy, 1985, pages 687-738.

Ricklefs R.E. & Miller G.L. (2005). *Ecologie*. De Boeck Editions, ISBN : 2-7445-0145-X, 720 pages.

Rientjes S., Roumelioti K. (2003). Support for ecological networks in European nature conservation- An indicative social map. European Centre for Nature Conservation.

Rosenberg D.K., Noon B.R., Megahan J.W. & Meslow E.C. (1998). Compensatory behavior of *Ensatina eschscholtzii* in biological corridors: a field experiment. *Canadian Journal of Zoology*, vol.76, pages 117-133.

Rosenberg D. K., Noon B.R. & Meslow E. C. (1997). Biological corridors: Form, Function, and Efficacy. *Bioscience*, Vol.47, n°10.

Rousselet J., Robinet C., Sauvard D., Goussard F., Garcia J. & ROQUES A. (2009). Progression de la processionnaire du pin. Unité de Zoologie Forestière – INRA Orléans. *Santé des forêts - 20 ans d'expérience, un défi pour l'avenir*, 10 et 11 mars 2009 - Colloque DSF à Beaune (Côte d'Or).

Ruiz-Labourdette D., Nogués-Bravo D., Sainz-Ollero H., Schmitz M.F. & Pineda F.D. (2012). Forest composition in Mediterranean mountains is projected to shift along the entire elevational gradient under climate change. *Journal of Biogeography* vol.39, pages 162-176.

Saïd S. & Servanty S. (2004). Influence de l'hétérogénéité spatiale des paysages sur le choix d'habitats des chevreuils (*Capreolus capreolus*). Fiche technique ONCFS, pages 263-268.

Schadt S. (2002). Rule-based assessment of suitable habitat and patch connectivity for the Eurasian Lynx. *Ecological Applications*, vol.12, Issue 5, pages 1469–1483.

Schauenberg P. (1981). Éléments d'écologie du chat forestier d'Europe. *La Terre et la Vie*, vol.35, pages 3-36.

Schmiegelow F.K.A., Machtan C.S. & Hannon S.J. (1997). Are boreal birds resilient to forest fragmentation? An experimental study of short-term community responses. *Ecology*, vol.78, pages 1914-1932.

Sitzia T. (2007). Hedgerows as corridors for woodland plants: a test on the Po Plain, northern Italy, *Plant ecology* vol.188, pages 235-252.

Smith M.A. & Green D.M. (2005). Dispersal and the metapopulation paradigm in amphibian ecology and conservation: are all amphibian populations metapopulations? *Ecography*, vol.28, pages 110-128.

Sordello R. (2012a). Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Chat forestier (*Felis silvestris* Schreber, 1775) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques. Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 8 pages.

Sordello R. (2012b). Synthèse bibliographique sur les traits de vie du Sonneur à ventre jaune (*Bombina variegata* (Linnaeus, 1758)) relatifs à ses déplacements et à ses besoins de continuités écologiques. Service du patrimoine naturel du Muséum national d'Histoire naturelle. Paris. 8 pages.

Sordello R., Gaudillat V., Sibley J.-P. & Touroult J. (2011). Trame verte et bleue, Critères nationaux de cohérence, Contribution à la définition du critère sur les habitats. Service du patrimoine naturel MNHN. Convention MNHN/MEEDTL, fiche 3i, Rapport SPN 2011-19.

Sordello R., Gaudillat V., Sibley J.-P. & Touroult J. (2011). Trame verte et bleue, Critères nationaux de cohérence, Contribution à la définition du critère sur les espèces. Service du patrimoine naturel MNHN. Convention MNHN/MEEDTL, fiche 3i, Rapport SPN 2011-21.

Sordello R., Gaudillat V., Sibley J.-P. & Touroult J. (2011). Trame verte et bleue, Critères nationaux de cohérence, Contribution à la définition du critère pour une cohérence interrégionale et transfrontalière. Service du patrimoine naturel MNHN. Convention MNHN/MEEDTL, fiche 3i, Rapport SPN 2011-22.

Soulé M.E. & Gilpin M.E. (1991). The theory of wildlife capability, *Nature conservation*, pages 3-8.

Spiecker H. (1999). Overview of Recent Growth Trends in European Forests. *Water, Air, & Soil Pollution*, vol.116, Numbers 1-2, pages 33-46.

Stützer, A. (1999). Im permanenten Überlebenskampf: Bäume über der Waldgrenze. *Carinthia II*, vol.109, pages 353–360.

Tassone J. (1981). Utility of hardwood leave strips for breeding birds in Virginia's central Piedmont. M.S. thesis, Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg.

Tewksbury J.J., Levey D.J., Haddad N.M., Sargent S., Orrock J.L., Weldon A., Danielson B.J., Brinkerhoff J., Damschen E.I. & Townsend P. (2002). Corridors affect plants, animals, and their interactions in fragmented landscapes. *Carnegie Institution of Washington, Stanford, CA*.

Theurillat J.P. & Guisan A. (2001). Potential impact of climate change on vegetation in the European Alps : A review. *Climatic change*, vol.50, pages 77-109.

Thompson J. D. & Ronce O. (2010). Fragmentation des habitats et dynamique de la biodiversité. *Société Française d'Ecologie*.

Thuiller W., Lavorel S., Araujo M.B., Sykes M.T. & Prentice I.C. (2005). Climate change threats to plant diversity in Europe. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, vol. 102, n°23, pages 8245-8250.

Thuiller W. (2003). BIOMOD: optimising predictions of species distributions and projecting potential future shifts under global change. *Global Change Biology*, vol. 9, pages 1353-1362.

Tischendorf L. & Wissel C. (1997). Corridors as conduits for small animals: attainable distances depending on movement pattern, boundary reaction and corridor width, *OIKOS*, vol.79, pages 603–611.

Townsend P.A. & Levey D.J. (2005a). An experimental test of whether habitat corridors affect pollen transfer. *Ecology*, vol.86, pages 466-475.

Townsend P.A. & Douglas J.L. (2005b). An experimental test of whether habitat corridors affect pollen transfer. *Ecology*, vol.86, pages 466–475.

Turcati L. (2008). Impact de la fragmentation sur la structure des communautés végétales d'Île de France. *Rapport de Master 2*, 38 pages.

Türke M. (2012). Comment les escargots assurent la sauvegarde du monde végétal forestier. *Bulletins-électroniques*, <http://www.bulletins-electroniques.com/actualites/69119.htm>.

UICN. (2012). La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitres Papillons de jour de métropole et Oiseaux de Guadeloupe.

Van Der Pijl L. (1969). Principles of Dispersal in Higher Plants. Springer, ISBN : 3540046704, 153 pages.

Van Der Sluis T., Bloemmen M. & Bouwma I.M. (2004). European corridors: Strategies for corridor development for target species. ECNC, ISBN: 90-76762-16-3.

Vanhinsbergh D., Gough S., Fuller R.J. & Brierley D.R. (2002). Summer and winter bird communities in recently established farm woodlands in lowland England. *Agricult. Ecosyst. Environ.* vol.92 pages 123–136.

Verboom B. & Huitema H. (1997). The importance of linear elements for the pipistrelle *Pipistrellus pipistrellus* and the serotine bat *Eptesicus serotinus*. *Landscape Ecology*, vol.12, pages 117-125.

Vergara P. M. (2011). Matrix-dependant corridor effectiveness and the abundance of forest birds in fragmented landscapes. *Landscape ecology*, vol.26, pages 1085-1096.

Vittoz P. & Engler R. (2007). Seed dispersal distances: a typology based on dispersal modes and plant traits. *Botanica Helvetica*, vol.117, pages 109-124.

Walther G.R., Beißner S. & Burga A. C. (2005). Trends in the upward shift of alpine plants. *Journal of Vegetation Science*, vol.16, pages 541-548.

Wehling S. & Diekmann M. (2009). Importance of hedgerows as habitat corridors for forest plants in agricultural landscapes. *Biological Conservation*, vol.142, pages 2522-2530.

Yoccoz N.G, Delestrade A. & Loison A. (2010). Impact des changements climatiques sur les écosystèmes alpins : comment les mettre en évidence et les prévoir ? Dossier : La montagne, laboratoire du changement climatique. *Revue de géographie alpine*, 98-4.

Zimmermann F., Fattebert J., Caviezel S., Breitenmoser-Würsten C. & Breitenmoser U. (2008). Abondance et densité du lynx dans le Nord-Ouest des Alpes: estimation par capture-recapture photographique dans le C-VI durant l'hiver 2007/08. *KORA Bericht*, n° 42f.

Webographie

Centre de ressource Trame verte et bleue :

<http://www.trameverteetbleue.fr/> page consultée quotidiennement

Conseil de l'Europe, culture, patrimoine et diversité :

http://www.coe.int/t/dg4/cultureheritage/nature/econetworks/default_fr.asp page consultée le 06/03/2012

Site du programme de recherche Trame verte urbaine :

<http://www.trameverteurbaine.com/> page consultée le 15/03/2012

Site de l'European Center of Nature Conservation → focus sur les connexions écologiques :

<http://www.ecnc.org/programmes/green-infrastructure> page consultée le 06/03/2012

Site départemental de la Basse-Normandie sur la TVB :

<http://www.trameverteetbleue-basse-normandie.fr> page consultée le 04/04/2012

Liste des contacts et contributeurs rencontrés pendant le stage

Relecteurs :

Archaux Frédéric – IRSTEA Nogent-sur-Vernisson
Badeau Vincent – INRA Champenoux
Baudry Jacques – INRA Rennes
Bonhème Ingrid – GIP Ecofor
Delcamp Mathieu – GIP des Forêts de Champagne et de Bourgogne
Massu Natacha – GIP Ecofor
Touroult Julien – MNHN

Personnes rencontrées et/ou contactées :

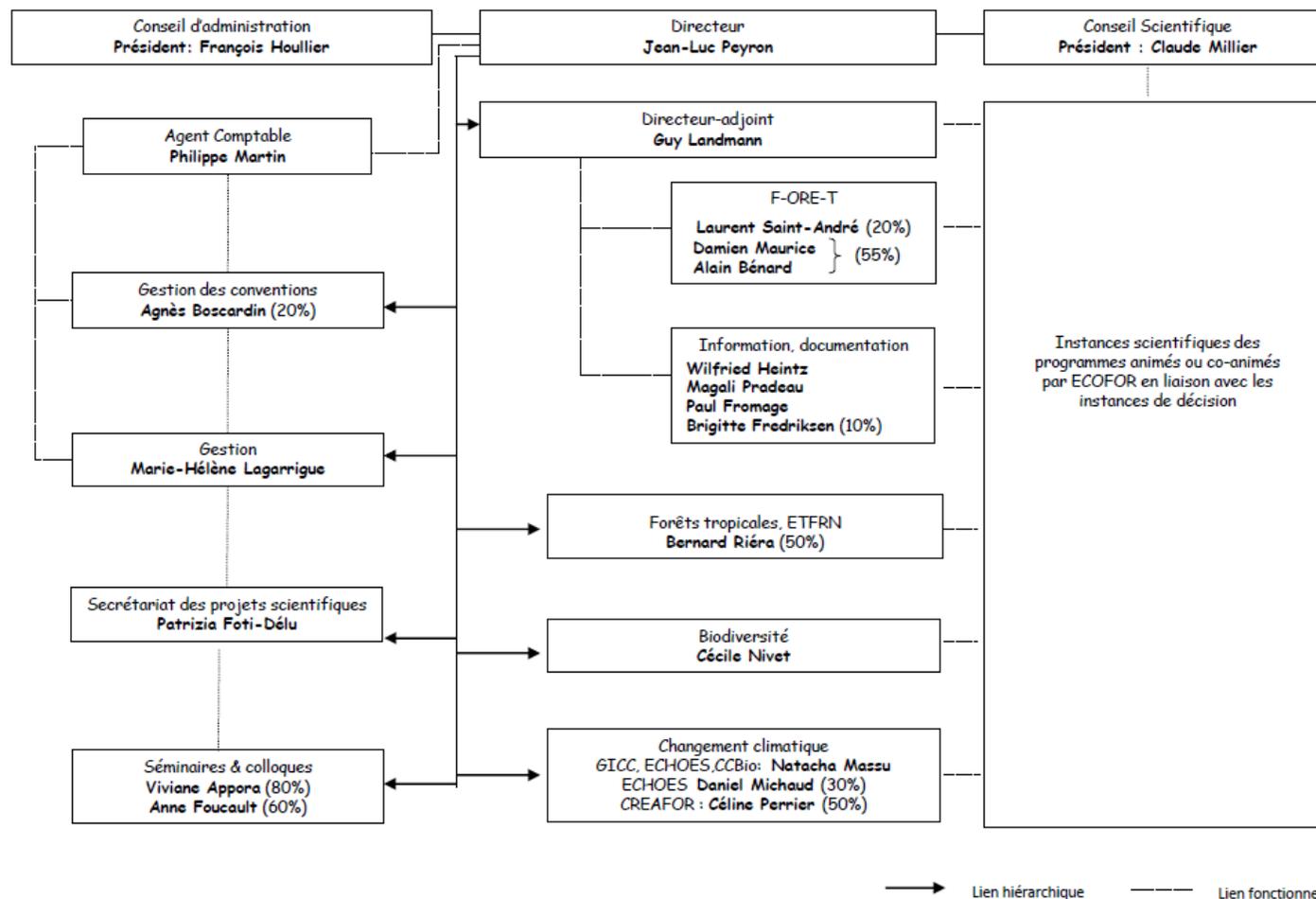
Archaux Frédéric – IRSTEA Nogent-sur-Vernisson
Badeau Vincent – INRA Champenoux
Baudry Jacques – INRA Rennes
Boux Thomas – ONF
Chaurand Julie - Fédération des Conservatoires Botaniques
Delcamp Mathieu – GIP des Forêts de Champagne et de Bourgogne
Génot Jean-Claude – Parc Naturel Régional des Vosges du Nord
Hamon Claire – Fédération des Parcs Naturels Régionaux
Hercent Jean-Luc – Parc Naturel Régional Pays de l’Oise
Jiguet Frédéric – MNHN
Letessier Laure – MEEDD
Meignien Eric - ONF
Meurillon Isabelle - GIP des Forêts de Champagne et de Bourgogne
Moraud Sabine - MEEDD
Salles Elodie – MEEDD
Scheid Christelle - PNR Vosges du Nord
Sordello Romain – MNHN
Touroult Julien – MNHN
Torre Jean-Paul - MEEDD
Et l’équipe du GIP Ecofor (Asse Daphné, Appora Viviane, Billaud Marjolaine, Bonhème Ingrid, Foti Delu Patrizia, Foucault Anne, Heintz Wilfried, Kolar Igor, Landmann Guy, Massu Natacha, Michelot Alice, Nivet Cécile, Perrier Céline, Peyron Jean-Luc, Riera Bernard)

Table des Annexes

| | |
|---------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----|
| Annexe I : Organigramme du GIP Ecofor | 80 |
| Annexe II : Synthèse de la journée de réflexion et d'échange sur la mise en place de la TVB sur le territoire du futur Parc entre Champagne et Bourgogne (03-07-2012) | 81 |
| Annexe III : Diaporama Journée d'échange TVB et CC | 87 |
| Annexe IV: Compte rendu (FPNR) Journée d'échange TVB et CC | 98 |
| Annexe V : Fiches méthodologiques | 104 |
| Annexe VI : Espèces de vertébrés répertoriées comme déterminantes pour la TVB | 107 |
| Annexe VII : Espèces d'insectes retenues pour la cohérence nationale de la TVB (Houard <i>et al.</i>, 2012) . | 109 |
| Annexe VIII : Habitats pouvant être classés dans la sous-trame milieux boisés, classification et répartition biogéographique | 111 |

Annexe I : Organigramme du GIP Ecofor

Organigramme du GIP ECOFOR au 01.12.2010



Annexe II : Synthèse de la journée de réflexion et d'échange sur la mise en place de la TVB sur le territoire du futur Parc entre Champagne et Bourgogne (03-07-2012)

Personnes présentes : Isabelle Meurillon (chargée de mission forêt, GIP ECB), Matthieu Delcamp (chargée de mission biodiversité, GIP ECB) et Marie Cipièrre (GIP Ecofor)

Situation géographique du GIP du Parc National entre Champagne et Bourgogne :

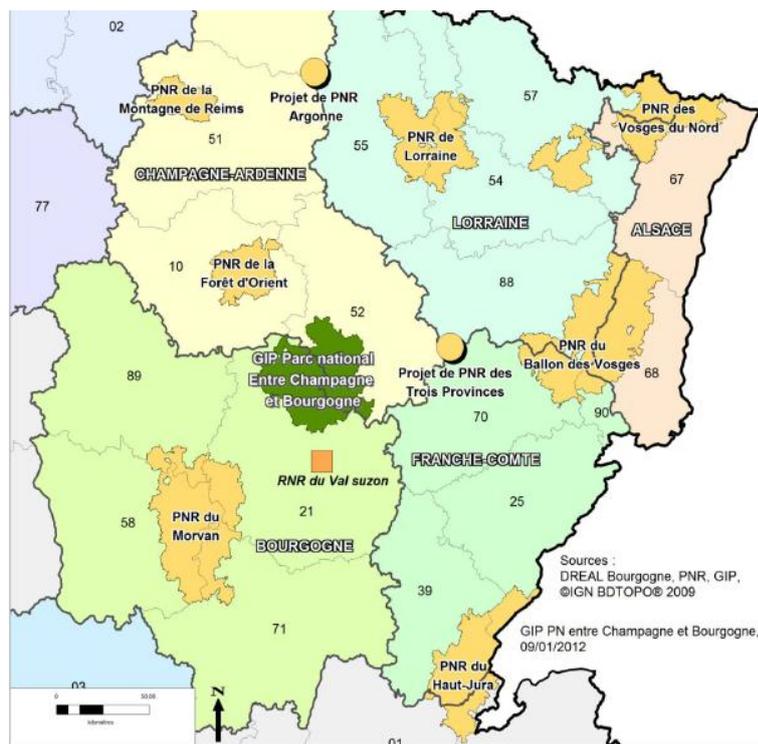
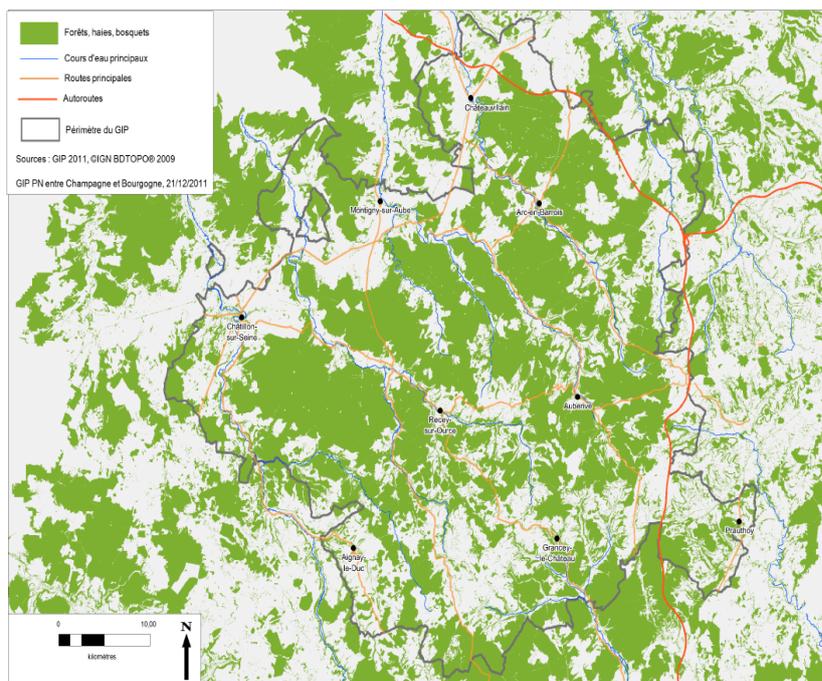


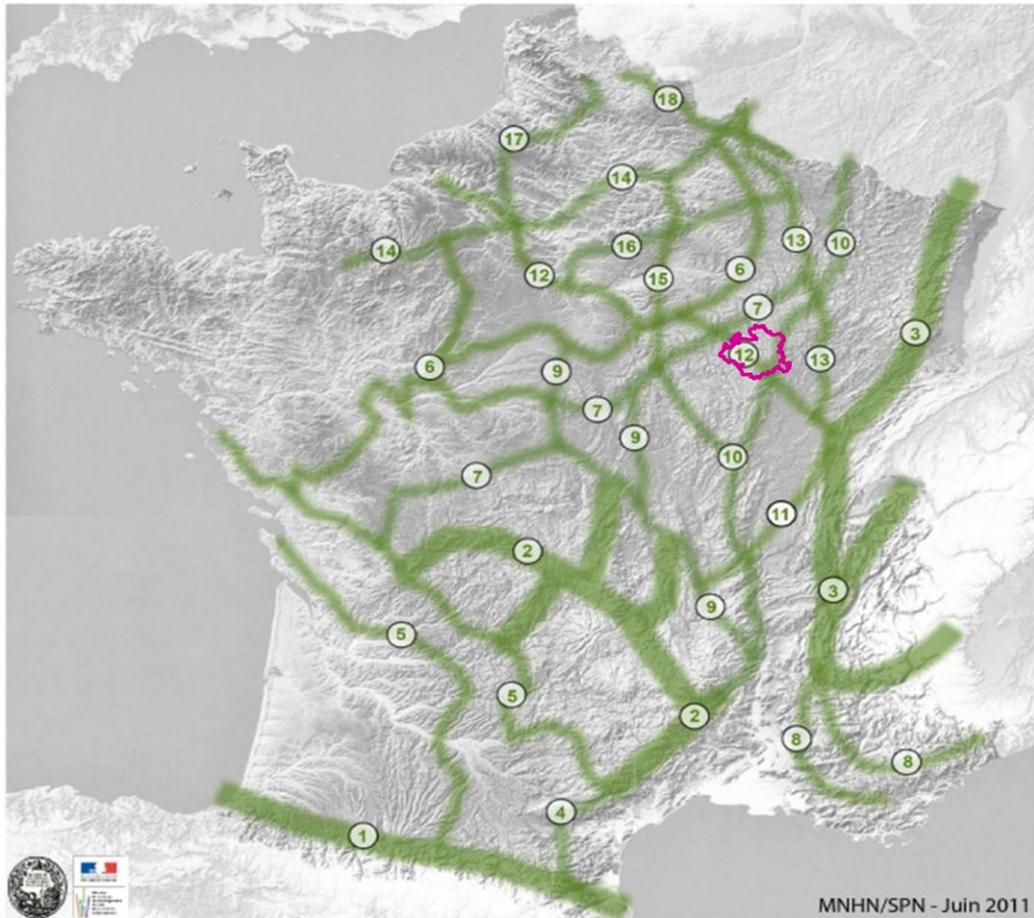
Figure 28. Situation géographique du futur Parc National forestier

Le futur Parc National est composé à plus de 50% de milieux forestiers.



Proportion de milieux boisés sur le territoire du Parc National

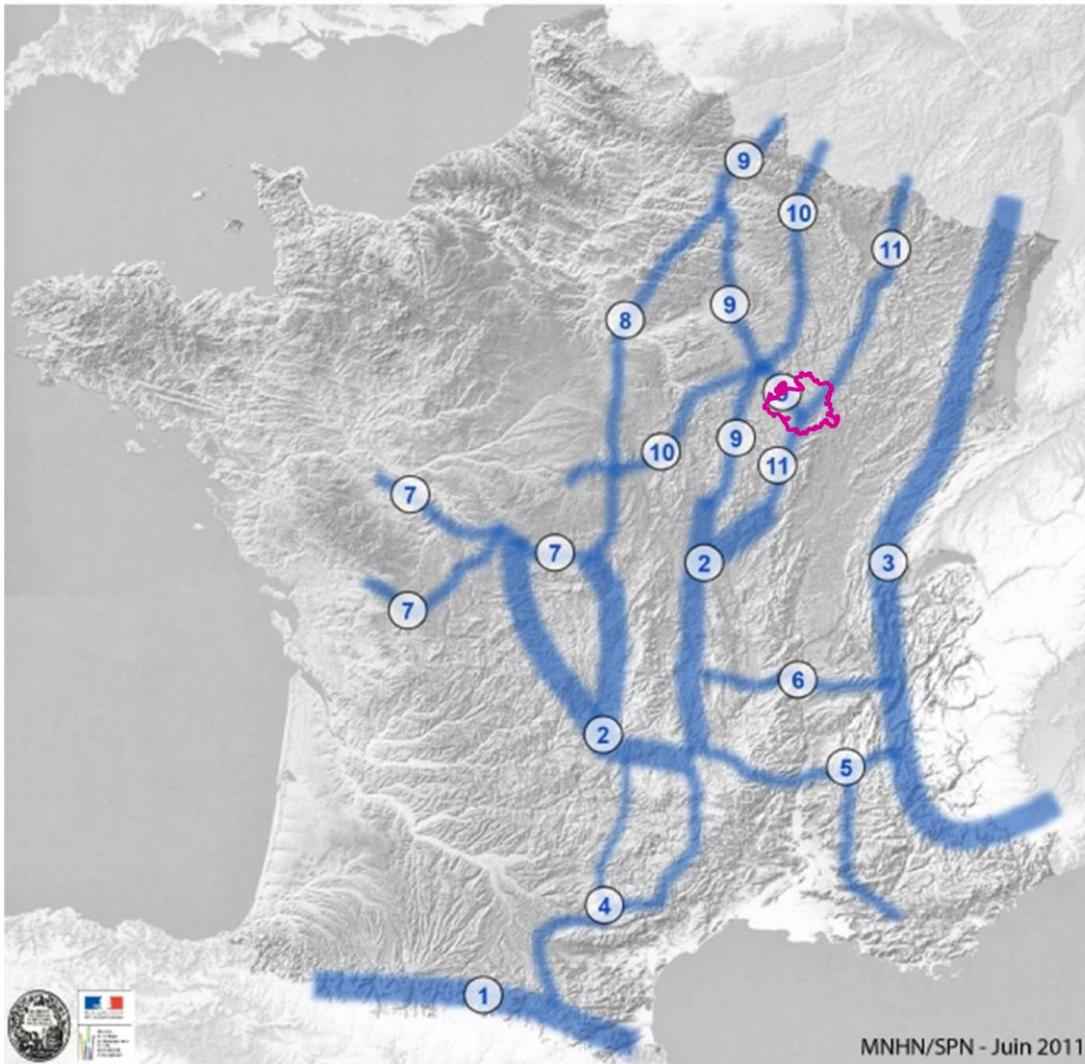
Le futur Parc National est également présent sur les cartes de cohérence nationale. Sur la carte représentant la trame milieux boisés, le Parc se situe figuré 12 « Massifs forestiers tels que la forêt de Châtillon (...) tous de grande qualité écologique ».



Trame Nationale milieux boisés (MNHN) (Sordello *et al.*, 2011c)

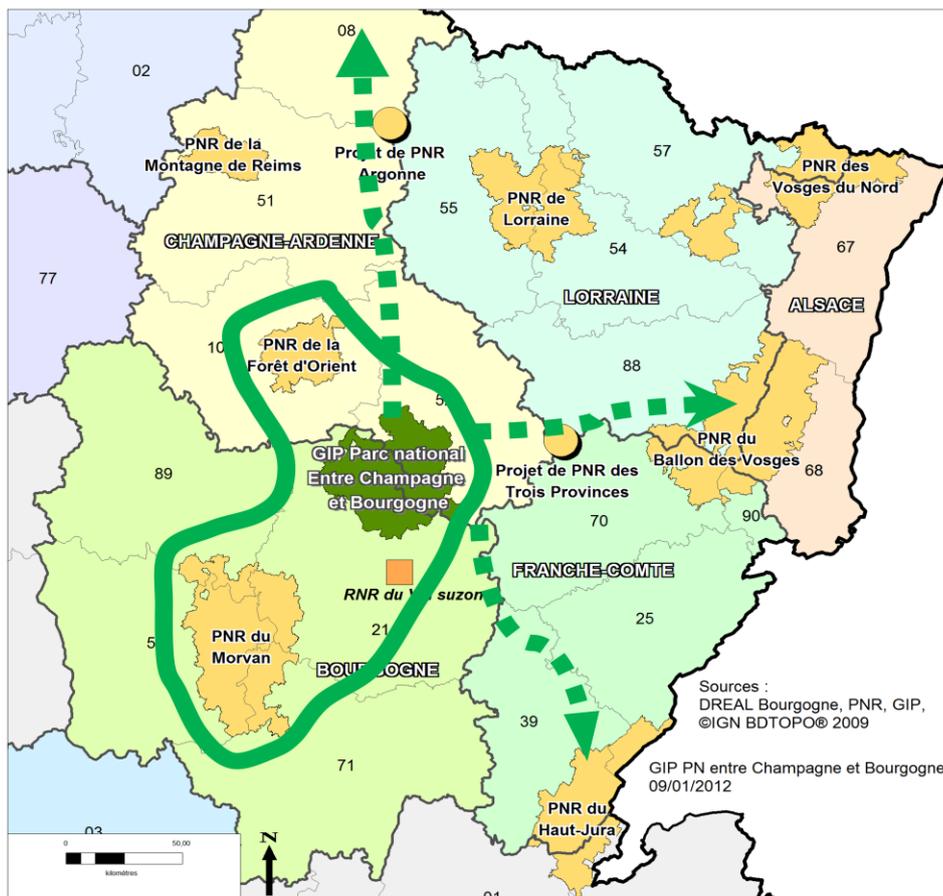
Le territoire du Parc est également situé sur une des trames milieux frais/froids (carte ci-après).

Néanmoins ces cartes donnent des grandes orientations et permettent des ajustements.



Trame Nationale milieux frais/froids (MNHN) (Sordello *et al.*, 2011c)

- ⑨ Continuité traversant la Champagne-Ardenne du Sud au Nord.
- ⑩ Continuité partant de l'ouest de la région Centre et remontant jusqu'à la frontière belge par la limite Champagne-Ardenne/Lorraine.
- ⑪ Continuité partant du Massif central au Sud de la Bourgogne et allant jusqu'à la frontière allemande en longeant l'Ouest de Dijon, le Sud Champagne-Ardenne et rejoignant la vallée de la Moselle.



Possibilités de travail à une échelle supraterritoriale

Une approche du GIP qui priorise les « habitats », secondairement complétée par des espèces cibles.

Les habitats à prendre en compte à une échelle supraterritoriale sont :

- Hêtraies à asperule odorante
 - Hêtraies froides à dentaire pennée : dans versants encaissés et fonds de combes
- Hêtraies sèches à laiche blanche

D'autres habitats de fonds de vallon comme les aulnaies-frênaies, et chênaies pédonculées ainsi les érablaies à scolopendre sont à maintenir car trop isolés.

Une approche trame milieux froids peut être abordée et étudiée.

Une sous trame forêts anciennes à forte naturalité est à l'étude, des Réserves Biologiques Intégrales sont présentes au sein de chaque grand massif ainsi que des îlots de sénescence. Une trame bois mort a été proposée lors de la rencontre et va être considérée.

Faire attention en créant des linéaires boisés à ne pas créer de fragmentation pour des espèces de milieux ouverts.

- Des études prévues
 - Inventaires habitats / espèces,
 - cartographie forêts anciennes,
 - Etudes fonctionnelles ?

Question des habitats rocheux qui sont des milieux de grande diversité d'aspects et de formes (reliefs, éboulis, fortes pentes) comptant des espèces particulières avec de nombreux milieux associés comme les secteurs à lapias. Des études botaniques se font actuellement sur les mousses. Une sous-trame milieux rocheux peut être envisagée.

En ce qui concerne les marais tufeux, une trentaine de sites sont classés Natura 2000 sur le territoire et plus de 40 sites ont été recensés au total ➔ Restauration des marais tufeux en prévision.

Pour les pelouses sèches, 6 ou 7 formes d'habitats de pelouse sont très répandus, néanmoins un fort recouvrement s'opère depuis l'abandon du pastoralisme ovin.

On retrouve également des espèces méditerranéennes associées aux milieux très secs mais trop d'isolement entre les pelouses pour envisager une trame. Il faudra, néanmoins, considérer les bords de routes dans la trame écologique, ceux-ci alimentent les pelouses avec des espèces que l'on retrouve dans les deux milieux.

La Trame verte et bleue est au cœur de la réflexion de la future charte du Parc National. Elle sera à considérer en concertation avec d'autres organismes tels que la Région mais aussi les autres structures gestionnaires comme les PNR du Morvan et de la Forêt d'Orient.

Cette rencontre a permis d'échanger sur les différentes méthodologies employées pour définir les corridors sur le Parc. Les espèces issues des listes du CSRPN et les habitats présents sur le territoire à considérer pour la TVB ont été abordés. Les limites de la mise en place de la TVB à l'échelle du parc ont également été au cœur de la conversation. Cependant, le Parc étant encore à la définition de ces zones de cœur et d'adhésion, la TVB sera à considérer lors de l'établissement de la charte. Le travail de concertation avec d'autres organismes sera au cœur de la réflexion.

Annexe III : Diaporama Journée d'échange TVB et CC

(Liste des inscrits en Annexe IV)



**Rôle de la TVB en milieu forestier
dans un contexte de changement
climatique**

Marie Cipièrè
marie.cipiere@gip-ecofor.org

ÉCOFOR
ECOSYSTEMES FORESTIERS

Présentation Journée d'échange « Trame verte et bleue et changement climatique »
FPNR -05 Juillet 2012 - Marie Cipièrè

Photo :© Franck Lechenet

Sommaire

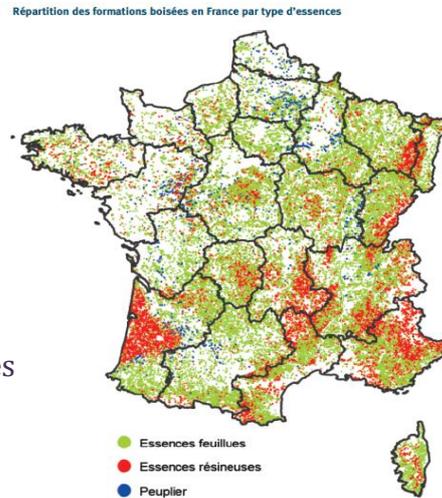
- Contexte
- Impacts du changement climatique sur la forêt
- Migration des espèces forestières
- Outils
- Pistes de travail





Forêt en France

- Doublement surface forestière depuis 1925
- 30% surface de la France
- Quatre régions biogéographiques



IFN et FCBA, 2012



Forêt en France

- Structures contrastées
- Forêt fragmentée :

Répartition de la surface forestière par type de propriété et par classe de surface

| | < 10 ha | 10 à 25 ha | 25 ha et plus |
|-------------------------|---------|------------|---------------|
| Forêts domaniales | 0,0 % | 0,0 % | 100,0 % |
| Autres forêts publiques | 0,3 % | 1,2 % | 98,5 % |
| Forêts privées | 35,0 % | 16,6 % | 48,4 % |

Source : Indicateurs de gestion durable des forêts françaises - MAAPRAT - 2010

Mémento FCBA, 2012



Forêt en France

- Forêt fragmentée :
 - Indicateurs gestion durable : interruption de 200m ne remet pas en cause la continuité d'un ensemble forestier
 - Plus de 70 % des espaces forestiers > 10 000 hectares (un seul tenant ou mosaïque)

IFN, 2010

Présentation Journée d'échange « Trame verte et bleue et changement climatique » - FPNR -05 Juillet 2012 - Marie Cipièrre

5



TVB et milieux boisés

- Rôle important de la forêt pour l'instauration de continuités d'un point de vue écologique
- Matrice favorable à la migration des espèces



Photo : Ludovic Lejour

FPNR -05 Juillet 2012 - Marie Cipièrre

6



TVB et milieux boisés

- Sous-trame milieux boisés
 - Zonages forestiers pris en compte :
 - Zones règlementaires (ZNIEFF, Natura 2000, ZPS...)
 - RBI, RBD, forêts domaniales
 - Forêts et espaces boisés classés
 - Forêts privées



FPNR -05 Juillet 2012 - Marie Cipièrre

7



Impacts du changement climatique sur la forêt

- Végétaux :
 - Allongement durée de végétation
 - Modifications de la répartition des arbres, arbustes et épiphytes forestiers
- Avifaune :
 - Date de ponte plus précoces
 - Migration d'aires de répartition des populations

Lebourgeois, 2008 , Møller *et al.*, 2010

FPNR -05 Juillet 2012 - Marie Cipièrre

8

Impacts du changement climatique sur la forêt

- Ravageurs :
 - Migration de la chenille processionnaire du pin

1985



2005



INRA, 2006



FPNR -05 Juillet 2012 - Marie Capière

9

Migration des espèces végétales forestières

- Systèmes forestiers = forte inertie
- Variations différentes selon les types de placettes considérés → déterminisme environnemental



Photo : Ludovic Lejour



Photo : © P.Deufflic



FPNR -05 Juillet 2012 - Marie Capière

10



Migration des espèces végétales forestières

- Forêts de montagne
 - Migration moyenne espèces
 - 28 mètres en altitude/décennie
 - Déplacement des aires de répartition < données théoriques

Walther *et al.*, 2005; Lenoir *et al.*, 2008



Photo : Ludovic Lejour



FPNR -05 Juillet 2012 - Marie Cipièrre

11



Migration des espèces végétales forestières

- Forêts méditerranéennes
 - Changements les plus importants pour les espèces de basse altitude

Ruiz-Labourdette *et al.*, 2012; Bodin, 2010



Photos : Ludovic Lejour



FPNR -05 Juillet 2012 - Marie Cipièrre

12



Migration des espèces végétales forestières

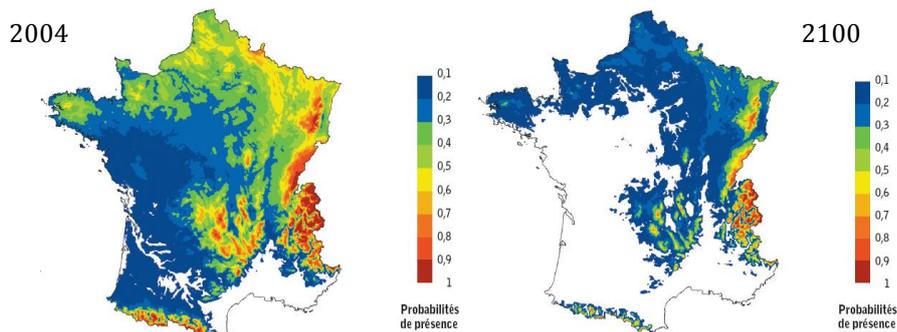
- Forêts méditerranéennes
 - Déplacements de végétation avérés entre 1955 et 2002
 - 7 à 14 mètres vers le Nord
 - Sécheresse → risques incendies plus élevés

Ruiz-Labourdette *et al.*, 2012; Bodin, 2010



Migration des espèces végétales forestières

- Modélisation de l'aire de répartition du hêtre



Badeau *et al.* (2004)





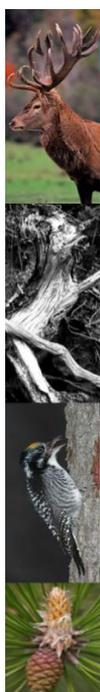
Migration chez les oiseaux et les lépidoptères

- Entre 1990 et 2008 en Europe :
 - Migration communautés oiseaux 37 km -> Nord
 - Migration communautés lépidoptères 114 km -> Nord
- Lépidoptères → réponse plus rapide vis-à-vis du changement climatique

Devictor *et al.*, 2012

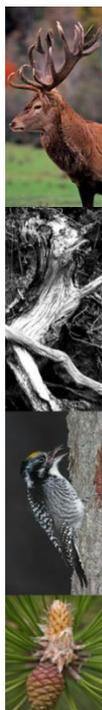


Photo : Jonathan Debruyne



Outils

- Identifier des critères intra-forestiers :
 - Critères forêts anciennes
 - Critères îlots de sénescence/îlots de vieillissement
 - Critères bois mort
 - Critères milieux ouverts : landes (PNR Oise)
- Espèces caractéristiques et peu mobiles (mousses; lichens; insectes, etc.)



Outils

- Identifier des connexions entre territoires à forts potentiels écologiques : faciliter les migrations à une grande échelle de temps et d'espace
 - Trame inter-parcs (Trame écologique du Massif Central)
 - Trame transfrontalière (PNR Vosges du Nord et le Pfälzerwald , Allemagne)

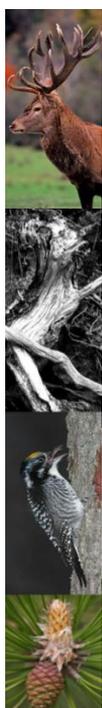


IPAMAC, 2011



Pistes de travail

- Gestion différenciée en milieu intra-forestier pour faciliter la migration d'habitats et d'espèces déterminants et remarquables
- Définir des zones tampons autour des massifs forestiers
- Préserver les essences en limite d'aires de répartition
 - Optimiser les capacités adaptatives de l'espèce
 - Favoriser les stations récentes où l'espèce est en croissance





Pistes de travail

- Préserver bosquets et bois (zones relais pour la dispersion des espèces)



Photo :
Ludovic Lejour



FPNR -05 Juillet 2012 - Marie Cipièrè

19



Pistes de travail

- Données existantes sur la migration d'espèces forestières et modèles prédictifs établis pour certaines essences
 - Travailler en équipe avec les organismes de recherche et d'autres territoires
- Travail de concertation entre les différents parcs ou régions pour travailler à une plus grande échelle



FPNR -05 Juillet 2012 - Marie Cipièrè

20

Conclusion

- Comment prendre en compte des espèces aux modes de dispersion et aux vitesses de migration différents?
- Quelles données pour définir des critères intra-forestiers?
- Comment orienter et hiérarchiser les corridors avec les incertitudes climatiques?
- TVB proactive vis-à-vis des changements globaux



Annexe IV: Compte rendu (FPNR) Journée d'échange TVB et CC



Trame verte et bleue et changement climatique

Journée animée par Claire HAMON (Fédération des Parcs naturels régionaux) et
Maxime PAQUIN (France Nature Environnement)



Les supports d'intervention sont téléchargeables en ligne sur le site de la FPNRF (www.parc-naturels-regionaux.fr) et du centre de ressources TVB (www.trameverteetbleue.fr). Vous trouverez ci-dessous une synthèse des grands axes et points de discussion abordés au cours de la journée.

Sommaire

| | |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|-----------|
| Introduction | 2 |
| Pierre WEICK, FNPRF, Grégoire LEJEON, FNE et Fabienne ALLAG-D'HUISME, MEDDE | 2 |
| Quelles évolutions climatiques attendues ? Prédications et incertitudes | 2 |
| Michel DÉQUÉ, Météo France | 2 |
| Impact du changement climatique sur la biodiversité | 4 |
| Guy LANDMANN, GIP ECOFOR | 4 |
| Prendre en compte les traits de vie des espèces et leurs limites de répartition pour mieux les intégrer les plans de conservation | 5 |
| Florence MERLET, OPIE | 5 |
| Prise en compte du changement climatique dans la construction des cartes de continuités nationales | 7 |
| Julien TOUROULT, MNHN | 7 |
| Retour sur le programme Explore 2070 | 8 |
| Xavier de LACAZE, MEDDE | 8 |
| Rôle de la TVB en milieu forestier, dans un contexte de changement climatique | 9 |
| Marie CIPIERE, GIP ECOFOR | 9 |
| Changement climatique et Trame verte urbaine : exemple des programmes CCTV | 10 |
| Philippe BOUDES et Anne SOURDRIL, LADYSS | 10 |
| Temps d'échange autour de témoignages | 12 |

Rôle de la TVB en milieu forestier, dans un contexte de changement climatique (Synthèse rédigée par la FPNR)

Marie CIPIERE, GIP ECOFOR

Présentation

Constituée de structures contrastées, la surface forestière française a doublé depuis 1925. 100 % des forêts domaniales font plus de 25 hectares. En outre, dans la mesure où une interruption de 200 mètres ne remet pas en cause la continuité d'un ensemble forestier donné, **plus de 70 % des espaces forestiers occupent ainsi une surface supérieure à 10 000 hectares.**

Dans le cadre de la sous-trame portant sur les milieux boisés, une analyse sur les impacts du changement climatique sur la forêt est conduite. Il ressort de celle-ci les points saillants suivants : **allongement de durée de végétation, modifications de la répartition des arbres et arbustes, dates de ponte plus précoces pour la faune, migration de ravageurs et migration des espèces végétales forestières.**

Les systèmes forestiers ont une forte inertie. Or, les vitesses de migration et de dispersion sont conditionnées par le milieu. Une étude a été menée sur l'ensemble des communautés végétales dans les Alpes. Il a ainsi été démontré que la vitesse moyenne de migration des espèces était de 28 mètres en altitude / décennie.

Dans les forêts méditerranéennes, les déplacements de végétation constatés, entre 1955 et 2002, ont oscillé entre 7 et 14 mètres vers le Nord.

Une étude sur les migrations d'oiseaux et de lépidoptères a par ailleurs permis de démontrer que les communautés de lépidoptères avaient migré de 114 kilomètres vers le Nord au cours des dernières années, sous l'influence du changement climatique, contre 37 kilomètres seulement pour les oiseaux.

Afin de mieux appréhender l'impact de ce changement climatique sur les forêts, il convient de prendre en considération des **critères intra-forestiers**, portant notamment sur « l'âge » des forêts, les îlots de sénescence et les îlots de vieillissement, le bois mort et les milieux ouverts.

Les pistes de travail à explorer consistent à :

- ✓ adapter une **gestion différenciée** en milieu intra-forestier ;
- ✓ définir des **zones tampons** autour des massifs forestiers ;
- ✓ préserver les **essences en limite d'aires de répartition** ;
- ✓ préserver des bosquets et des bois, afin de maintenir des **zones relais** entre les réservoirs de biodiversité ;

Travailler en équipe avec les organismes de recherche et d'autres territoires, sur les données portant sur la migration d'espèces forestières et les modèles prédictifs établies pour certaines essences.

Il conviendra de réfléchir, en outre, à la manière de prendre en compte des espèces aux modes de dispersion et aux vitesses de migrations différentes et de définir précisément les critères intra-forestiers. Enfin, il faudra réfléchir à la façon d'orienter et de hiérarchiser les corridors avec les incertitudes climatiques.

Débat

Compte tenu du regain d'intérêt dont bénéficie le bois, à l'heure actuelle, des tensions relatives à l'exploitation des forêts se font jour. En outre, parce que les gestionnaires forestiers tentent d'anticiper les effets des changements climatiques à l'œuvre, en favorisant notamment la culture de telle essence sur telle autre et en impulsant un fort dynamisme à la sylviculture en général (raccourcissement des cycles de production pour éviter les impacts de ravageurs notamment), ils génèrent, sans le vouloir, des perturbations supplémentaires.

En outre, eu égard aux besoins énergétiques importants de la collectivité et aux conséquences qu'aurait le recours massif au bois, une récolte trop massive de cette matière première pourrait générer un certain nombre d'effets négatifs. La forêt stocke en effet encore beaucoup de carbone, à l'heure actuelle. Si l'on détruisait la forêt actuelle, il faudrait par conséquent attendre très longtemps pour parvenir à atteindre une capacité de stockage équivalente à celle constatée aujourd'hui. En outre, si les populations recommençaient à se chauffer massivement au bois, on constaterait une augmentation de la concentration de certains gaz dans l'air. Il faut également garder en tête que sur certains territoires cette filière peut permettre de maintenir des éléments de trame.

En ce qui concerne les modèles prédictifs, il faut rester prudents car ceux-ci s'appuient sur des hypothèses sur lesquelles il y a beaucoup d'incertitudes. Dans le cas de la simulation sur la migration des espèces, on croise modèle climatique avec les conditions de vie actuelle de l'espèce pour définir où elle pourrait se situer dans 50 ou 100 ans. Mais ces « modèles de niche » ne prennent pas en compte le mode de dispersion et la vitesse de migration. Il existe aussi des modèles dits « mécanistes » intégrant plus de facteurs mais plus complexes.

Liste des participants (Journée TVB et CC du 5 Juillet 2012) (Source : FPNR)

| Nom | Prénom | Organisme |
|----------------|------------|------------------------------------------|
| ALLOSSERY | Pierrick | Conseil Régional Nord-Pas de Calais |
| AMSALLEM | Jennifer | IRSTEA Montpellier |
| BEAUCHAMP | Mélanie | CPIE Val d'Authie |
| BEAUREPAIRE | Marion | Parc Oise Pays de France |
| BILLAUD | Marjolaine | GIP ECOFOR |
| BOUDES | Philippe | LADYSS |
| BOUDY | Stéphane | Conseil Régional Pays de la Loire |
| BRIMONT | Fabien | Espaces Naturels Régionaux |
| BROUARD MASSON | Jessica | MEDDE |
| CARON | Elise | Groupe AuddicÉ airele |
| CHAMPRES | Jérôme | CERTU |
| CHAURAND | Julie | FCBN |
| CIPIERE | Marie | GIP ECOFOR |
| CLERGEAU | Philippe | MNHN |
| CUENIN | Stéphanie | Agence des espaces verts d'Ile de France |
| DE LACAZE | Xavier | MEEDE |
| DEHAUDT | Monique | MAAPRAT |

| | | |
|-----------|------------|------------------------------|
| DEHONDT | François | CBN Franche-Comté |
| DEQUE | Michel | Météo France |
| DUBUS | Victoria | IRSTEA |
| DUHAYON | Gérald | Parc Scarpe Escaut |
| DURAND | Lisa | MEEDE |
| EMERIT | Alexandre | Parc du Gatinais |
| GASPERI | Jean-Marc | EPF Nord Pas de Calais |
| GILLES | Christophe | FRAPNA 74 |
| HAIM | Estelle | Parc Loire Anjou Touraine |
| HAMON | Claire | Fédération des Parcs |
| JARY | Philippe | CETE Lyon |
| KERVADEC | Tiphaine | ETD |
| LANDAS | Manon | Fédération des Parcs |
| LANDMANN | Guy | GIP ECOFOR |
| LANDRIEU | Gilles | Parcs Nationaux de France |
| LEGRUN | Laëtitia | Parc Armorique |
| LETESSIER | Laure | MEEDE |
| MERLET | Florence | OPIE |
| MILLOT | Muriele | MEDDE |
| MORAUD | Sabine | MEDDE |
| MOUGEL | Aurélie | CPIE Haut Languedoc |
| MOUTET | Philippe | FPNRF |
| PAQUIN | Maxime | |

| | | |
|----------|-------------|-------------------------------|
| PELICHET | Aude | DREAL Bretagne |
| PIRASTRU | Jean-Michel | Parc Alpilles |
| RIGAUX | Thierry | Conseil Régional Picardie |
| RUBIO | Marianne | ONF |
| SALLES | Elodie | MEEDE |
| SIORAT | François | GIP Bretagne ENVIRONNEMENT |
| SOURDRIL | Anne | LADYSS |
| TOUROULT | Julien | MNHN |
| URBANO | Serge | FNE |
| VANPEENE | Sylvie | IRSTEA Aix en Provence |

Annexe V : Fiches méthodologiques



Avantages

- Méthode simple et reproductible sur d'autres territoires
- Analyse échelle locale possible

Limites

- Motivation et disponibilité des acteurs
- Difficulté d'obtention ou d'existence de certaines données d'inventaires
- Moyens financiers engagés

Principe

• Définition des réservoirs de biodiversité :

- Repérer les zones soumises à inventaires, à des réglementations, à des particularités de gestion ou de protection : zones Natura 2000, Arrêtés de Protection de Biotope, ZNIEFF de type I et II, cœurs et zones d'adhésion de parcs nationaux et régionaux, réserves naturelles, réserves biologiques intégrales, les zones importantes pour la conservation des oiseaux (ZICO), réserves biologiques dirigées, flots de sénescence, etc. Un découpage pourra être réalisé au sein de ces zones afin d'extraire les éventuels espaces agricoles ou espaces anthropisés présents.

N.B. : 110 ZICO sur les 285 existantes entièrement de grands massifs forestiers.

- Approfondir la démarche en effectuant des recherches bibliographiques ou des études de terrain complémentaires concernant la faune et la flore présentes sur les espaces présélectionnés.

- Analyse des espaces non fragmentés où l'on suppose que la continuité et la surface sont corrélées à la diversité biologique. Choix d'une taille minimale de réservoir de biodiversité (ex : 500ha pour la Trame IPAMAC => grands massifs forestiers). Les milieux présélectionnés de taille inférieure pourront être considérés comme zone relais entre deux réservoirs => bois, bosquets. Par exemple, la région NPDC à considérer tout les boisements feuillus de plus de 5ha.

- Analyse spatiale de l'implantation des espaces présélectionnés : la proximité de réservoirs de biodiversité environnants augmente les échanges d'individus.

- Pour finaliser cette démarche les recoupements des données précédentes permettent de juger de la qualité des milieux et de les classer.

Pour aller plus loin...

Réservoirs identifiés dans le projet de « Trame écologique du Massif Central »

⇒ Choix de 5 critères :

- **Hétérogénéité** : Diversité des éléments du paysage et complexité des relations spatiales, hétérogénéité ++ traduit une biodiversité + (indice de Shannon)
- **Densité des cours d'eau** : (BD Carthage)
- **Singularité géologique et pédologique** : traduction de la richesse et de l'originalité des groupements végétaux (carte BRGM)
- **Naturalité des milieux** : Des valeurs élevées ont été attribuées aux forêts de plaine et colline et des valeurs plus élevées pour les forêts méditerranéennes et de montagne
- **Rareté surfacique des milieux** : mise en avant des milieux peu présents et des milieux homogènes

Données utilisables

- Corine Land Cover 2006: fournit des données sur l'occupation des sols, échelle au 1/100 000ème

N.B. : Les milieux boisés sont classés 3.1 dans la typologie CLC où deux sous-groupes peuvent être distingués : « grands massifs forestiers majoritairement naturels » et « autres bois, plantations, accrus »

- BD Forêt version 2 de l'IGN : élaborée à partir de données de photo-interprétation : description de la couverture du sol par la densité et la composition des peuplements, échelle au 1/25 000ème
- BD Topo de l'IGN : caractérise les éléments du territoire et les infrastructures, échelle du 1/5 000ème au 1/50 000ème
- BD Cartho de l'IGN : caractérise les réseaux routiers et les limites administratives, utile pour l'étude de la fragmentation, échelle du 1/100 000ème au 1/50 000ème
- DREAL : Périmètres des zones protégées (ZNIEFF, Natura 2000...)
- DRAAF : données forêts de protection
- ONF : localisation des RBI et RBD (http://carmen.carmencarto.fr/105/ONF_RB_Metro.map)

Schéma de synthèse



Sources : - Documents de propositions issus du comité opérationnel Trame verte et bleue. (2010). MEEDDM
 - Région Nord-Pas-de-Calais, Atlas régional de la Trame verte et bleue-Cahier méthodologique
 - Région Midi-Pyrénées. (2010). Guide méthodologique de mise en place de la Trame verte et bleue.
 - IPAMAC. (2011). Note méthodologique : Identification des réservoirs de biodiversité potentiels.
 - Amallem J., Deshayes M. & Bonneville M. (2010). Analyse comparative de méthodes d'élaboration de trames vertes et bleues nationales et régionales. Sciences Eaux et territoires n°3, pages 40-45.



Avantages

- Méthode simple et reproductible
- La prise en compte des zones relais dans la démarche augmente significativement la surface totale des zones de connectivité à fort potentiel

Limites

- Choix de la distance de la zone buffer
- Seule la distance entre les réservoirs de biodiversité retenus entre en jeu
- Précision des bases de données
- Pas de prise en compte de la qualité des milieux

Données utilisables

- Corine Land Cover 2006: fournit des données sur l'occupation des sols, échelle au 1/100 000ème

N.B. : Les milieux boisés sont classés 3.1 dans la typologie CLC où deux sous-groupes peuvent être distingués : « grands massifs forestiers majoritairement naturels » et « autres bois, plantations, acorus »

- Cartes de végétation du CNRS au 1/200 000ème

N.B. : Une cartographie des étagements de végétation peut être produite afin de mieux cibler l'hétérogénéité biogéographique

- BD Topo de l'IGN : caractérise les éléments du territoire et les infrastructures, échelle du 1/5 000ème au 1/50 000ème

- BD Cartho de l'IGN : caractérise les réseaux routiers et les limites administratives, utile pour l'étude de la fragmentation, échelle du 1/100 000ème au 1/50 000ème

- PLU ou Plan Local d'Urbanisme, échelle : 1/5 000ème au 1/25 000ème

- POS ou Plan d'Occupation des Sols, échelle 1/5 000ème au 1/25 000ème

Principe

N.B. : Cette méthode peut être appliquée pour chaque grand type de milieu identifié sur la zone d'étude : par exemple les milieux boisés

- Dilatation des différentes taches d'habitats retenues (réservoirs de biodiversité ou zones relais) via l'application de zones buffer qui forment des auréoles autour de ces dernières (les largeurs sont en général fixées aléatoirement).
- Les auréoles des taches proches entrent en contact et traduisent l'implantation potentielle d'un corridor d'une longueur inférieure ou égale au double de la largeur de la dilatation utilisée.
- Suite à cette première étape une technique d'érosion est appliquée, elle est d'une largeur identique à la dilatation, les zones de connexion apparaissent.
- Les zones fusionnées par les éléments de fragmentation sont découpées et les connexions restantes sont analysées à l'aide de données sur l'occupation des sols.
- Les connexions pour chaque grand type de milieu peuvent être superposées.
- Des vérifications complémentaires de terrain peuvent permettre de conforter les choix pris grâce au SIG et d'affiner les connexions choisies.

Pour aller plus loin...

Un algorithme "distance-coût" peut être utilisé en plus :

$$C_{i,j} = \left(\frac{R_i + R_j}{2} \cdot D_{i,j} \right) + \left(\frac{R_i + R_j}{2} \cdot D_{j,i} \right)$$

C = coût du déplacement
R = coefficient de résistance du milieu
D = distance parcourue (en mètres)

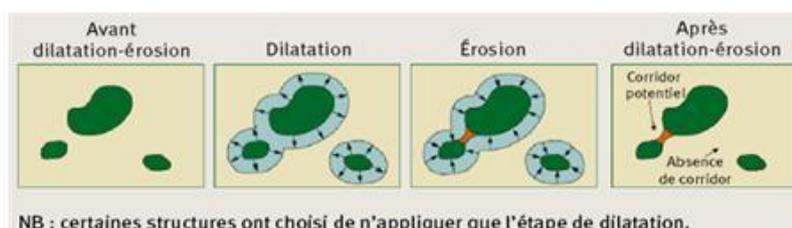
⇒ Prise en compte de la distance et/ou de la résistance de l'occupation des sols aux déplacements des espèces ou des guildes d'espèces considérées

⇒ Analyse de la perméabilité du paysage pour chaque espèce

Avantages : La dilatation réalisée n'est pas régulière car elle prend en compte la qualité des milieux environnants

Limites : Méthode techniquement peu accessible et reproductible

Schéma de synthèse



NB : certaines structures ont choisi de n'appliquer que l'étape de dilatation.

Etapes du traitement dilatation-érosion
(Cemagref et MEEDDM, 2010)

- Sources :**
- Documents de propositions issus du comité opérationnel Trame verte et bleue. (2010). MEEDDM
 - IPAMAC. (2011). Synthèse du projet « Trame écologique du Massif central » ;
 - Fiche expérience : Déclinaison de la TVB à l'échelle du PNR des Vosges du Nord - Application et modélisation sur la trame "milieu forestier". (2010).
 - Amsellem J., Deshayes M. & Bonneville M. (2010). Analyse comparative de méthodes d'élaboration de trames vertes et bleues nationales et régionales. Sciences Eaux et territoires n°3, pages 40-45.

Annexe VI : Espèces de vertébrés répertoriées comme déterminantes pour la TVB

(Données issues du rapport du SPN pour le critère national de cohérence sur les habitats, 2011)

| Nom scientifique | Nom vernaculaire | Régions | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|----------------------------------|--------------------------|---------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|----|----|----|----|------|------|-----|----|----|--------|
| | | AI | Aq | Au | BN | Bo | Br | Ce | CA | FC | HN | IDF | LR | Li | Lo | MP | NPDC | PACA | PDL | Pi | PC | R A |
| AMPHIBIENS | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Bombina variegata</i> | Sonneur à ventre jaune | X | | X | | X | | X | X | X | | X | | X | X | | | X | | | X | X |
| <i>Ichtyosaura alpestris</i> | Triton alpestre | X | | X | | | | | | | X | X | X | | | | | X | | | X | X |
| <i>Rana dalmatina</i> | Grenouille agile | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | X | |
| <i>Rana temporaria</i> | Grenouille rousse | X | | | | | | | | | | X | X | X | | X | | | | | | |
| <i>Triturus cristatus</i> | Triton crêté | X | | X | X | X | | X | X | X | X | X | | | X | | X | | X | | | |
| <i>Triturus marmoratus</i> | Triton marbré | | X | | X | | X | X | | | | | X | | X | | | | X | | X | |
| MAMMIFERES | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Apodemus apicola</i> | Mulot alpestre | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | X |
| <i>Barbastella barbastellus</i> | Barbastelle d'Europe | | X | X | | | X | | X | | | | | X | | | | | | | | |
| <i>Cervus elaphus</i> | Cerf élaphe | X | | | | | | X | | | X | X | | | | | X | | | | | |
| <i>Felis sylvestris</i> | Chat forestier | X | | X | | X | | X | X | X | | | | | X | X | | | | | | X |
| <i>Lynx lynx</i> | Lynx boréal | X | | | | | | | | X | | | | | X | | | X | | | | X |
| <i>Martes martes</i> | Martre des pins | | | X | | | | | | | | | | | X | | | | | | | |
| <i>Miniopterus schreibersii</i> | Minioptère de Schreibers | X | | | | X | | | | X | | | X | | | X | | X | | | X | X |
| <i>Muscardinus avellanarius</i> | Muscardin | X | | | | | | | X | | | | | | X | | | | | | | |
| <i>Myotis bechsteinii</i> | Murin de Bechstein | | | | | | | | | | X | | | | X | | X | | | | | |
| <i>Myotis blythii</i> | Petit murin | | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | |
| <i>Myotis myotis</i> | Grand murin | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Nyctalus leisleri</i> | Noctule de Leisler | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Rhinolophus ferrumequinum</i> | Grand rhinolophe | | | X | | | X | | X | | | | | X | X | | | X | X | | X | X |
| <i>Rhinolophus hipposideros</i> | Petit rhinolophe | | | X | | | | X | X | X | | | | X | X | X | | X | | | | X |
| <i>Ursus arctos</i> | Ours brun | | X | | | | | | | | | | X | | | X | | | | | | |

| Nom scientifique | Nom vernaculaire | Régions | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------------|----------------------------|---------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|----|----|----|----|------|------|-----|----|----|----|
| | | Al | Aq | Au | BN | Bo | Br | Ce | CA | FC | HN | IDF | LR | Li | Lo | MP | NPDC | PACA | PDL | Pi | PC | RA |
| OISEAUX | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Aegolius funereus</i> | Chouette de Tengmalm | X | | | | | | | | X | | | X | | X | X | | X | | | | X |
| <i>Athene noctua</i> | Chouette chevêche | X | X | X | | X | | X | X | | X | X | | X | X | | X | X | X | | | |
| <i>Coccothraustes coccothraustes</i> | Grosbec casse-noyaux | | | | | | | | | | | | | | X | | X | | | | | |
| <i>Carduelis citrinella</i> | Venturon montagnard | X | | | | | | | | | | | | | X | | | X | | | | X |
| <i>Certhia familiaris</i> | Grimpereau des bois | | | X | X | | | | X | X | X | | | X | X | | | | | | | X |
| <i>Cettia cetti</i> | Bouscarle de cetti | | | | | | X | | | | X | | | | | | | | | | | |
| <i>Dendrocopos leucotos</i> | Pic à dos blanc | | X | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | |
| <i>Dendrocopos medius</i> | Pic mar | X | X | X | X | X | | | X | | X | | | | X | | | | | | X | |
| <i>Glaucidium passerinum</i> | Chouette chevêchette | X | | | | | | | | X | | | | | X | | | X | | | | X |
| <i>Lyrurus tetrix</i> | Tétras lyre | | | | | | | | | | | | | | | | | X | | | | X |
| <i>Parus montanus</i> | Mésange boréale | X | | | | X | | | X | X | X | X | | | X | | X | | | X | | |
| <i>Picoides tridactylus</i> | Pic tridactyle | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | X |
| <i>Picus canus</i> | Pic cendré | X | | X | X | X | X | | X | X | | | | | X | | | | X | | | |
| <i>Pyrrhula pyrrhula</i> | Bouvreuil pivoine | X | | X | X | | X | | | X | | X | | X | X | X | X | | X | X | | |
| <i>Tetrao urogallus ssp urogallus</i> | Grand Tétras ssp nominale | X | | | | | | | | X | | | | | X | | | | | | | X |
| <i>Tetrao urogallus ssp aquitanus</i> | Grand Tétras ssp aquitanus | | | | | | | | | | | X | | | X | | | | | | | |
| <i>Tetrastes bonasia</i> | Gélinotte des bois | X | | | | | | | | X | | | | | X | | | X | | | | X |
| <i>Ficedula albicollis</i> | Gobemouche à collier | X | | | | | | | X | | | | | | X | | | | | | | |
| <i>Ficedula hypoleuca</i> | Gobemouche noir | X | | | | | | | | | X | | | | X | | | | | | | |
| <i>Hippolais icterina</i> | Hypolaïs icterine | X | | | | | | | | X | | | | | X | | X | | | | | |
| <i>Phylloscopus sibilatrix</i> | Pouillot siffleur | | | X | | | X | X | | | X | | X | | | X | | X | | X | | |

Régions : Alsace (A), Aquitaine (Aq), Auvergne (Au), Basse-Normandie (BN), Bourgogne (Bo), Bretagne (Br), Centre (Ce), Champagne-Ardenne (CA), Franche-Comté (FC), Haute-Normandie (HM), Ile-de-France (IDF), Languedoc-Roussillon (LR), Limousin (Li), Lorraine (Lo), Midi-Pyrénées (MP), Nord-Pas-de-Calais (NPDC), Provence-Alpes-Côte-d'Azur (PACA), Pays-de-la-Loire (PDL), Picardie (Pi), Poitou-Charentes (PC), Rhône-Alpes (RA)

Annexe VII : Espèces d'insectes retenues pour la cohérence nationale de la TVB (Houard *et al.*, 2012)

| Nom scientifique | Nom vernaculaire | Régions | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------------------|-----------------------------|---------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|----|----|----|----|------|------|-----|----|----|----|
| | | AI | Aq | Au | BN | Bo | Br | Ce | CA | FC | HN | IDF | LR | Li | Lo | MP | NPDC | PACA | PDL | Pi | PC | RA |
| Odonates | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Aeshna subartica elisabethae</i> | Aeschne subartique | X | | | | | | | | X | | | | | X | | | | | | | |
| <i>Cordulegaster bidentata</i> | Cordulégastre bidenté | X | | X | | X | | | X | X | | | X | X | | X | | X | | | | X |
| <i>Cordulegaster boltonii immaculifrons</i> | Cordulégastre à front jaune | | | | | | | | | | | | X | | | | | X | | | | |
| <i>Epithea bimaculata</i> | Epithèque bimaculée | | | X | | X | | X | X | X | | | | X | X | | X | | | X | X | X |
| <i>Gomphus graslinii</i> | Gomphe de Graslin | | X | | | | | X | | | | | X | | | X | | | | | X | X |
| <i>Gomphus flavipes</i> | Gomphe à pattes jaunes | | X | X | | X | | X | | | | | | | | | | | X | | X | X |
| <i>Leucorrhinia albifrons</i> | Leucchorine à front blanc | | X | | | | | | | X | | | | | | | | | | | X | X |
| <i>Leucorrhinia caudalis</i> | Leucchorine à large queue | X | X | | | | | X | X | X | | X | | | X | | | | | X | X | X |
| <i>Leucorrhinia dubia</i> | Leucchorine douteuse | X | | | | | | | | | | | | | X | | | | | | | |
| <i>Leucorrhinia pectoralis</i> | Leucchorine à gros thorax | | X | | | X | | X | X | X | | | | | X | | | | | X | X | |
| <i>Libella fulva</i> | Libellule fauve | | | | | | | | X | | | | | | X | | X | | | | | |
| <i>Macromia splendens</i> | Cordulie splendide | | X | | | | | | | | | | X | | | X | | | | | X | X |
| <i>Ophiogomphus cecilia</i> | Gomphe serpent | X | | X | | X | | X | | | | | | | X | | | | | | | X |
| Orthoptères | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Antaxius sorrezensis</i> | Antaxie cévenole | | | | | | | | | | | | X | | | | | | | | | X |
| <i>Cyrtaspis scutata</i> | Méconème scutigère | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Isophya pyrenaea</i> | Barbitiste des Pyrénées | | | | | | | | | X | | | X | | | X | | | | | | |
| <i>Platycleis falx laticauda</i> | Decticelle à serpe | | | | | | | | | | | | X | | | | | X | | | | |

| Nom scientifique | Nom vernaculaire | Régions | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------------------------|-------------------------|---------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|-----|----|----|----|----|------|------|-----|----|----|----|
| | | AI | Aq | Au | BN | Bo | Br | Ce | CA | FC | HN | IDF | LR | Li | Lo | MP | NPDC | PACA | PDL | Pi | PC | RA |
| Rhopalocères | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Boloria graeca tendensis</i> | Nacré des Balkans | | | | | | | | | | | | | | | | | X | | | | X |
| <i>Coenonympha hero</i> | Mélibée | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | |
| <i>Coenonympha oedippus</i> | Fadet des Laïches | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | X | |
| <i>Coenonympha tulia</i> | Fadet des tourbières | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | |
| <i>Colias palaeno europome</i> | Solitaire | | | | | | | | | X | | | | | | | | | | | | |
| <i>Euphydryas aurinia aurinia</i> | Damier de la Succise | | X | X | | X | X | | | X | | | | | | | | | | | | X |
| <i>Euphydryas intermedia wolfensbergeri</i> | Damier du Chèvrefeuille | | | | | | | | | | | | | | | | | X | | | | X |
| <i>Euphydryas maturna</i> | Damier du Frêne | | | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Erebia ottomana</i> | Moiré ottoman | | | X | | | | | | | | | X | | | | | | | | | X |
| <i>Erebia sudetica belledonnae</i> | Moiré des Sudètes | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | X |
| <i>Erebia sudetica lioranus</i> | Moiré des Sudètes | | | X | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Iolana iolas</i> | Azuré du Baguenaudier | | | | | | | | | | | | | | | | | X | | | | |
| <i>Lopinga achine</i> | Bacchante | | | | | X | | X | | X | | | | | X | | | | | | | X |
| <i>Parnassius mnemosyne</i> | Semi-Apollon | | | X | | | | | | | | | | | | | | X | | | | X |
| <i>Polyommatus dolus dolus</i> | Sablé de la Luzerne | | | | | | | | | | | | | | | | | X | | | | |
| <i>Polyommatus dolus vittatus</i> | Sablé de la Luzerne | | | | | | | | | | | X | | | X | | | | | | | |
| <i>Tomares ballus</i> | Faux-Cuivré smaragdin | | | | | | | | | | | | | | | | | X | | | | |
| <i>Zerynthia polyxena</i> | Diane | | | | | | | | | | | X | | | | | | X | | | | X |

Annexe VIII : Habitats pouvant être classés dans la sous-trame milieux boisés, classification et répartition biogéographique

(Données issues du rapport du SPN pour le critère national de cohérence sur les habitats, 2011)

| Habitat préconisé au niveau EUNIS 3 ou DHFF/CB | | | | Autre niveau de lecture possible de l'habitat préconisé | Domaines biogéographiques concernés | | | |
|------------------------------------------------|---------------------------------------------------------|-----------------------|----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------|-------------------------------------|------------|-------------|---------------|
| EUNIS niveau 3 | Nom EUNIS niv.3 | N°DHFF ou Code Corine | Nom DHFF | Postes CLC | alpin | atlantique | continental | méditerranéen |
| B2.6 | Formations boisées des rivages de galets ou de graviers | | | 331 | | ★ | ★ | |
| F9.1 | Fourrés ripicoles | 3230, 3240 | Rivières alpines avec végétation ripicole ligneuse à <i>Myricaria germanica</i> et Rivières alpines avec végétation ripicole ligneuse à <i>Salix elaeagnos</i> | 511 | ★ | | ★ | ★ |
| F9.2 | Saussaies marécageuses | | | 311 | ★ | ★ | ★ | ★ |
| G1.3 | Forêts riveraines méditerranéennes | 92A0 | Forêts galeries à <i>Salix alba</i> et <i>Populus alba</i> | 311 | | | ★ | ★ |
| G1.6 | Hêtraies | 9110 | Hêtraies du Luzulo-Fagetum | 311 | ★ | ★ | ★ | |
| G1.6 | Hêtraies | 9120 | Hêtraies acidophiles atlantiques à sous bois à Ilex et parfois à Taxus (<i>Quercion robori-petreae</i> ou <i>Ilici-Fagenion</i>) | 311 | ★ | ★ | ★ | ★ |
| G1.6 | Hêtraies | 9130 | Hêtraies de l' <i>Asperulo-Fagetum</i> | 311 | ★ | ★ | ★ | |
| G1.6 | Hêtraies | 9140 | Hêtraies sub-alpines médio-européennes à <i>Acer</i> et <i>Rumex arifolius</i> | 311 | ★ | | ★ | |
| G1.6 | Hêtraies | 9150 | Hêtraies calcicoles médio-européennes du <i>Cephalanthero-Fagion</i> | 311 | ★ | ★ | ★ | ★ |
| G1.7 | Forêts caducifoliées thermophiles | 9230 | Chênaies galicio-portugaises à <i>Quercus robur</i> et <i>Quercus pyrenaica</i> | 311 | | ★ | | |
| G1.7 | Forêts caducifoliées thermophiles | CB 41.7 | Chênaies thermophiles et supra-méditerranéennes | 311 | ★ | ★ | ★ | ★ |
| G1.8 | Forêts acidophiles à dominante de chênes | 9190 | Vieilles chênaies acidophiles des plaines sablonneuses à <i>Quercus robur</i> | 311 | | ★ | ★ | |
| G1.B | Forêts d'Aulnes non riveraines | | | 311 | | ★ | | ★ |

| Habitat préconisé au niveau EUNIS 3 ou DHFF/CB | | | | Autre niveau de lecture possible de l'habitat préconisé | Domaines biogéographiques concernés | | | |
|------------------------------------------------|-----------------------------------------------------------------|----------------------|-----------------------------------------------------------------|---------------------------------------------------------|-------------------------------------|------------|-------------|---------------|
| EUNIS | Nom EUNIS niv.3 | N°DHFFou code Corine | Nom DHFF | Postes CLC | alpin | atlantique | continental | méditerranéen |
| G2.2 | Forêts continentales eurasiatiques sclérophylles | | | 311 | | ★ | | ★ |
| G2.6 | Forêts de houx | 9380 | Forêts à <i>Ilex aquifolium</i> | 311 | | | | ★ |
| G3.1 | Forêts de Sapins et d'Épicéas | 9410 | Forêts acidophiles à <i>Picea</i> des étages montagnard à alpin | 312 | ★ | | ★ | |
| G3.2 | Forêts alpines à Mélèzes | 9420 | Forêts alpines à <i>Larix decidua</i> et/ou <i>Pinus cembra</i> | 312 | ★ | | | |
| G3.3 | Forêts montagnardes à Pins à crochets (<i>Pinus uncinata</i>) | 9430 | Forêts montagnardes et subalpines à <i>Pinus uncinata</i> | 312 | ★ | | ★ | ★ |
| G3.E | Bois de conifères à marais forestiers | 91D0 | Tourbières boisées | 312 | ★ | ★ | ★ | |

Résumé

La Trame verte et bleue est un outil qui tend à favoriser la libre circulation des espèces au travers des paysages. Cet outil d'aménagement du territoire s'inscrit dans une démarche de protection de la biodiversité. La fragmentation des milieux forestiers dans ce mémoire pose la question de l'état des lieux des connaissances scientifiques du point de vue de la dispersion et de la migration des espèces animales et végétales dans un contexte de changement climatique. Ce mémoire pose aussi les limites de la TVB évoquées lors d'entretiens ou bien posées dans la littérature.