HAL
open science

Importance de la discontinuité spatiale dans le cas de la restauration de la connectivité de la trame forestière en Lorraine

Flavien Lamiche

To cite this version:

Flavien Lamiche. Importance de la discontinuité spatiale dans le cas de la restauration de la connectivité de la trame forestière en Lorraine. Sciences de l'environnement. 2011. hal-01877231

HAL Id: hal-01877231

https://hal.univ-lorraine.fr/hal-01877231

Submitted on 19 Sep 2018

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

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

UNIVERSITÉ DE LORRAINE

AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-theses-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4
Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10
http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php
http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm

Nancy-Université
Université Henri Poincaré

2010-2011

Nancy-Université
INPL

MASTER FAGE
Biologie et Ecologie pour la Forêt, l'Agronomie et l'Environnement

Spécialité Fonctionnement et Gestion des Ecosystèmes

Importance de la discontinuité spatiale dans le cas de la restauration de la connectivité de la trame forestière en Lorraine

LAMICHE Flavien
Mémoire de stage, soutenu à Nancy le 06/09/2011

Maître de stage et tuteur: Sandrine Chauchard, Maître de Conférence (UMR EEF, INRA Champenoux-Nancy Université)

Unité Mixte de Recherche Ecologie et Ecophysiologie Forestières : Centre de Nancy – 54280 Champenoux et Faculté des Sciences de l'Université Henri Poincaré – 54506 Vandœuvre-lès-Nancy Cedex

INRA
UMR Ecologie Ecophysiologie Forestières
Nancy-Université
Université Henri Poincaré

Remerciements

Je tiens à remercier chaleureusement mon maître de stage, Madame Sandrine Chauchard, pour m'avoir fait confiance tout au long de ce stage. Ses connaissances en écologie du paysage et ses conseils pertinents en traitement de données, tout comme sa bonne humeur et sa disponibilité m'ont permis de parfaire mes connaissances et d'apprécier tout particulièrement cette étude.
Je remercie également Monsieur Patrick Behr pour son expérience de terrain et ses nombreuses connaissances en botanique forestière et Monsieur Jean-Luc Dupouey pour ses précieuses recommandations.
Je souhaite remercier aussi Monsieur Nicolas Métral pour m'avoir « déniché » une voiture de service et l'UEFL pour m'avoir prêté en conséquence leur véhicule, me permettant ainsi de mener à bien la campagne de relevés.
Je tiens tout particulièrement à remercier les nombreux stagiaires qui ont participé à la campagne de relevés : Gwendoline Marchal, Aline Thomasette, Paul Eberle, Claire Berthelon et Rémy Gobin sans qui ce travail n'aurait pas pu aboutir.
Je remercie toute l'équipe du laboratoire d'Ecologie et d'Ecophysiologie Forestières pour son accueil chaleureux et également l'ensemble des stagiaires pour leur bonne humeur quotidienne et leurs nombreux conseils.
Je veux remercier Monsieur Pierre Dizengremel pour m'avoir accepté en Master il y a deux ans de cela, malgré mon diplôme de Licence Professionnelle.
Enfin, je n'oublie pas de remercier ma famille, mes amis et les merveilleux « Fagiens » et « Fagiennes » qui ont contribué de près ou de loin à l'aboutissement de ce mémoire.

Sommaire

1. Structure d'accueil 1
1.1. L'Institut National de Recherche Agronomique 1
1.2. L'Unité Mixte de Recherche Ecologie et Ecophysiologie Forestières (UMR EEF) ... 1
2. Introduction 2
2.1. Contexte général 2
2.2. Propriétés et dynamique de la trame paysagère 2
2.2.1. La fragmentation des paysages 2
2.2.2. La notion de connectivité 5
2.2.3. La « défragmentation » ou la restauration de la connectivité paysagère 5
2.2.4. La restauration de la trame forestière en France 6
2.2.5. Relation entre ancienneté des forêts et diversité 6
2.2.6. Problématique du stage 7
3. Matériels et Méthodes 8
3.1. Situation de l'étude 8
3.2. Choix des sites 9
3.3. Plan d'échantillonnage 10
3.4. Echantillonnage de la flore, du sol et du peuplement 11
3.5. Analyse des relevés floristiques 12
3.5.1. Richesse spécifique et indices 12
3.5.2. Analyse multivariée 13
3.5.3. Contrainte spatiale 13
4. Résultats 13
4.1. Comparaison des indices de diversité 13
4.2. Analyse fine de la composition floristique 15
4.2.1. Composition floristique détaillée 15
4.2.2. Sites 17
4.2.3. Mode de formation des forêts 18
5. Discussion et Perspectives 19
5.1. Relation entre ancienneté de l'état boisé et diversité 19
5.2. Différence de composition entre forêt ancienne et forêt récente 19
5.3. Influence de la connectivité paysagère sur la composition floristique 20
5.4. Perspectives 21
6. Conclusion 22
7. Bibliographie 22
Annexe 1 : Thèmes reconnus sur les Cartes d'Etat-major 26
Annexe 2 : Liste des points de relevé et leurs coordonnées 27
Annexe 3 : Fiche de relevé pédologique 29
Annexe 4 : Fiche de relevé dendrométrique 30
Annexe 5 : Liste des espèces de la strate herbacée figurant dans l'AFC 31

Liste des abréviations

AFC : Analyse Factorielle des Correspondances
AG : Forêt récente agrégée
E : Indice d'équitabilité de Shannon-Weaver (H'/H' max)
EEF : Ecologie et Ecophysiologie Forestières
EPST : Etablissement Public à caractère Scientifique et Technologique
FA : Forêt ancienne
FFN : Fonds Forestier National
FR : Forêt récente
H' : Indice de diversité de Shannon-Weaver
I : Indice de Moran
IFN : Inventaire Forestier National
INRA : Institut National de Recherche Agronomique
NL : Forêt récente nucléée loin
NP : Forêt récente nucléée proche
NS : Non significatif
PA : Plaines argileuses
PC : Plateaux calcaires
S : Richesse spécifique
SIG : Système d'Information Géographique
TVB : Trame verte et bleue
UEFL : Unité Expérimentale Forestière Lorraine
UMR : Unité Mixte de Recherche

1. Structure d'accueil

J'ai été accueilli durant la durée de mon stage, au sein de l'équipe de Phytoécologie du laboratoire d'Ecologie et d'Ecophysiologie Forestières (EEF) de Nancy. Cette UMR (Unité Mixte de Recherche) est installée sur deux sites distincts, l'INRA de Nancy à Champenoux et la Faculté des Sciences et Techniques (Nancy-Université).

1.1. L'Institut National de Recherche Agronomique

L'INRA a été créé après guerre, en 1946, dans le contexte de modernisation de l'agriculture française. C'est un établissement public à caractère scientifique et technologique (EPST) placé sous la double tutelle du ministère de l'Enseignement supérieur et de la Recherche et du ministère de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Pêche. Il mène « des recherches finalisées pour une alimentation saine et de qualité, pour une agriculture compétitive et durable, et pour un environnement préservé et valorisé » (http://www.inra.fr).
Cet institut, dispose de plusieurs missions ayant pour but d'allier la connaissance scientifique à la finalité sociale de la recherche :

- Produire et diffuser des connaissances scientifiques notamment en science de la vie. L'INRA permet ainsi d'apporter des réponses à de nouvelles priorités telles que, l'environnement, l'évolution des ressources naturelles et de la biodiversité.
- Concevoir des innovations et des savoir-faire pour la société. L'INRA propose des réponses pratiques à des questions agricoles, alimentaires ou environnementales dans le cadre d'un développement durable.
- Eclairer, par son expertise, les décisions des acteurs publics et privés en leur proposant des moyens d'action dont ils pourront débattre et s'emparer.
- Développer la culture scientifique et technique et participer au débat entre la science et la société en mettant les connaissances acquises à la disposition de tous.
- Former à la recherche et par la recherche : plusieurs partenariats ont été mis en place entre l'INRA et l'enseignement supérieur afin de favoriser la participation des chercheurs et des ingénieurs à l'enseignement, et d'accroître la capacité d'accueil des doctorants.

L'INRA s'est implanté en Lorraine en 1961, ses activités sont principalement tournées vers la recherche forestière afin de préciser comment valoriser et préserver les écosystèmes forestiers.

1.2. L'Unité Mixte de Recherche Ecologie et Ecophysiologie Forestières (UMR EEF)

L'UMR d'Ecologie et d'Ecophysiologie forestière comprend trois équipes scientifiques, chacune composée de personnels INRA et universitaires. L'unité comprend aussi deux plateaux techniques qui ont une vocation d'appui à la recherche de l'unité, mais également aux autres unités de recherche du centre. L'équipe de phytoécologie forestière de l'UMR EEF dans laquelle j'ai réalisé mon stage, travaille notamment sur la dynamique des communautés

végétales en milieux forestiers. Ses principaux axes de recherche concernent les thématiques suivantes :

- La pollution atmosphérique et les changements à long terme de la nutrition des forêts,
- La bio-indication végétale de la pollution atmosphérique,
- Les dysfonctionnements et risques pour la durabilité des espaces forestiers,
- La dynamique de la végétation et les modifications de la diversité en forêt,
- L'impact sur le fonctionnement actuel des forêts et la rémanence des usages anciens.

2. Introduction

2.1. Contexte général

Dans un contexte de prise en compte scientifique des effets potentiels des changements d'occupation des sols et des changements climatiques à venir, le Grenelle de l'Environnement a souligné une érosion de la biodiversité suite à la perte et à la fragmentation des habitats. Les lois Grenelle 1 et 2 de l'Environnement visent notamment à mettre en place une Trame verte et bleue (TVB) dans le but de restaurer un maillage écologique fonctionnel pour favoriser les mouvements et les déplacements des espèces au sein des paysages dans le contexte des changements globaux que nous connaissons à grande échelle. L'instauration de la TVB repose sur la définition dans les sous-trames (forêt, pelouse, etc.) de zones de « cœurs » et de zones de « corridors ». Les zones de « cœurs » représentent les réservoirs de biodiversité tandis que, les zones de « corridors », les couloirs de migration susceptibles d'être empruntés par les espèces.

Par ailleurs, il a été montré que les capacités de dispersion des espèces animales et végétales étaient un des principaux freins à leur migration dans le contexte des changements globaux (Lindner et al. 2010). Le taux de migration des espèces dépend notamment de leurs capacités de dispersion intrinsèques (par exemple pour la flore, le type de propagule ou la distance moyenne de dispersion…) mais également, de la configuration paysagère (propriétés de la trame paysagère). Ces propriétés, comme par exemple la présence de corridors, la connectivité des habitats ou encore la matrice paysagère, conditionnent l'état de fragmentation du milieu et ainsi la diversité. L'enrichissement des connaissances sur la capacité de migration des espèces forestières face aux changements d'occupation des sols et aux changements climatiques potentiels apparait ainsi, comme un enjeu majeur pour une bonne mise en œuvre de la TVB.

2.2. Propriétés et dynamique de la trame paysagère

2.2.1. La fragmentation des paysages

De manière générale, la surexploitation des zones forestières, les changements d'occupation des sols et les perturbations climatiques ont contribué à fragmenter les paysages. Ce terme est couramment employé en écologie du paysage et on le retrouve parfois sous le nom de fragmentation écopaysagère. La fragmentation des habitats est définie comme une altération

de la connectivité (Lord et Norton 1990) ou la rupture d'un habitat, d'un écosystème (Forman 1995). Ses conséquences ont été largement étudiées et particulièrement ses impacts sur la faune.

La fragmentation est très souvent accompagnée d'une perte d'habitat (Franklin et al. 2002). Ainsi, les impacts de la fragmentation sur la biodiversité sont liés essentiellement à l'augmentation de la discontinuité spatiale (Franklin et al. 2002), à l'augmentation de l'isolement (Fahrig 2003) et également, à la perte d'habitat (Findlay et Houlahan 1997 ; Gibbs 1998 ; Aune et al. 2005) (Figure 1). Par ailleurs, les effets de la fragmentation de l'habitat sont variables selon les espèces en raison de la superficie de leur territoire, de leur échelle de perception (Kneeshaw 1995), de leur mode de dispersion et de leur capacité de migration.

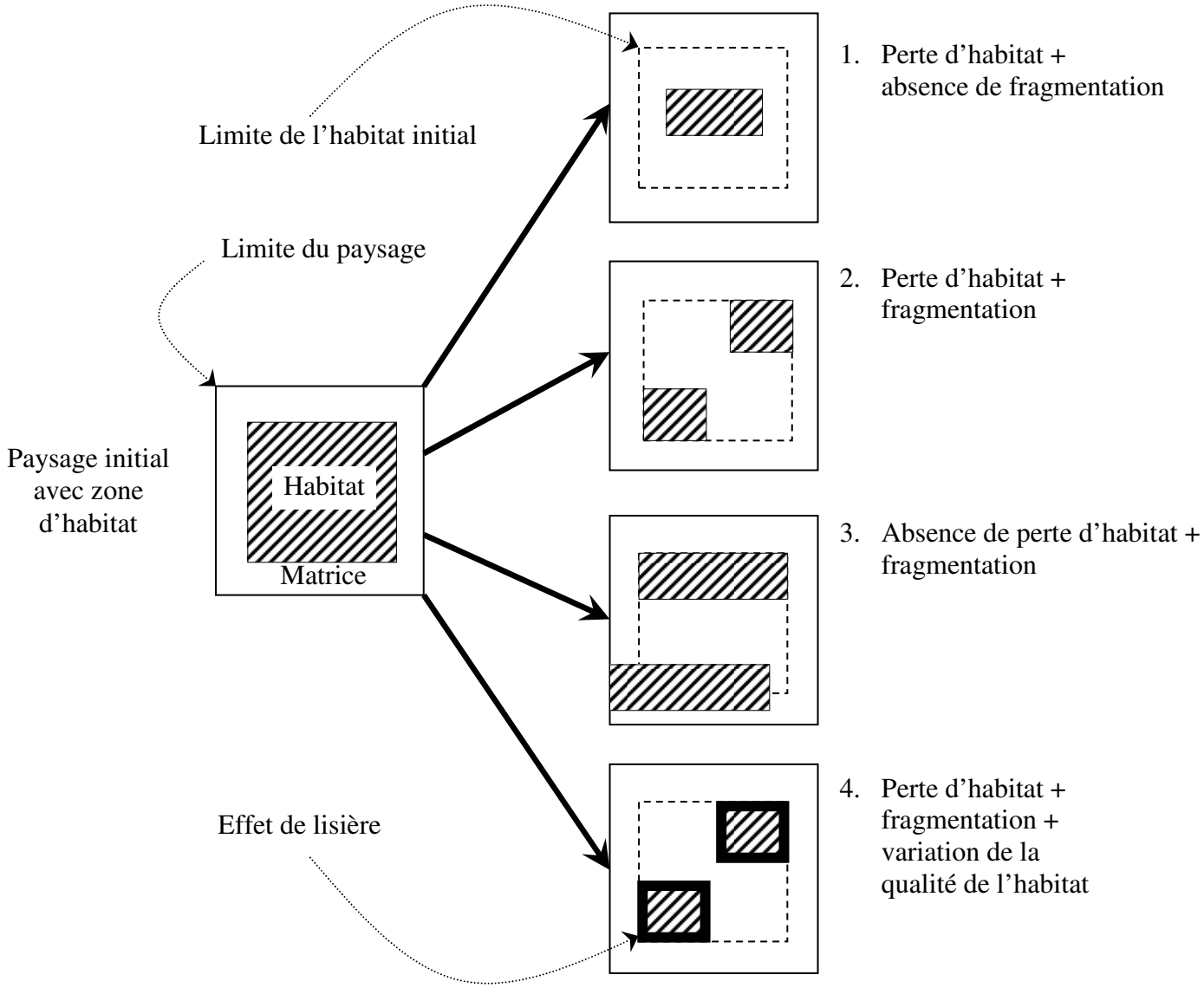

Figure 1 : Quatre cas illustrant la relation entre la perte d'habitat, la fragmentation des habitats et le changement de qualité dans un paysage (Franklin et al. 2002).

La perte d'habitat et la fragmentation ont des impacts sur la richesse spécifique (Findlay et Houlahan 1997) mais également sur la distribution et l'abondance des espèces (Gibbs 1998). Si l'on associe à cela un isolement spatial croissant entre les fragments, la stabilité des populations est impactée et une diminution de la variabilité génétique au sein de la population peut être observée (Schmidt et al. 2009). En effet, la réduction des échanges entre population entraine une diminution des flux de gênes (Young et al. 1996), une augmentation de la consanguinité au sein des populations et une augmentation de la divergence génétique inter-populations, appelée communément dérive génétique.

Au final, la persistance des populations face aux changements climatiques ou d'usage des sols dépend, au moins en partie, de leur capacité à se déplacer (recherche de nourriture, recolonisation, reproduction) (Goodwin et Fahrig 2002).

En définitive, la fragmentation et la perte d'habitat ont des effets le plus souvent défavorables sur la biodiversité (notamment en milieu forestier, Figure 2). Les variations de la qualité et de la structure spatiale de l'habitat entrainent de manière directe et indirecte, une diminution de la taille des populations et une modification des interactions entre espèces au sein des écosystèmes. Par conséquent, cela conduit à une perte de diversité spécifique et génétique, induisant une perte de biodiversité potentielle.

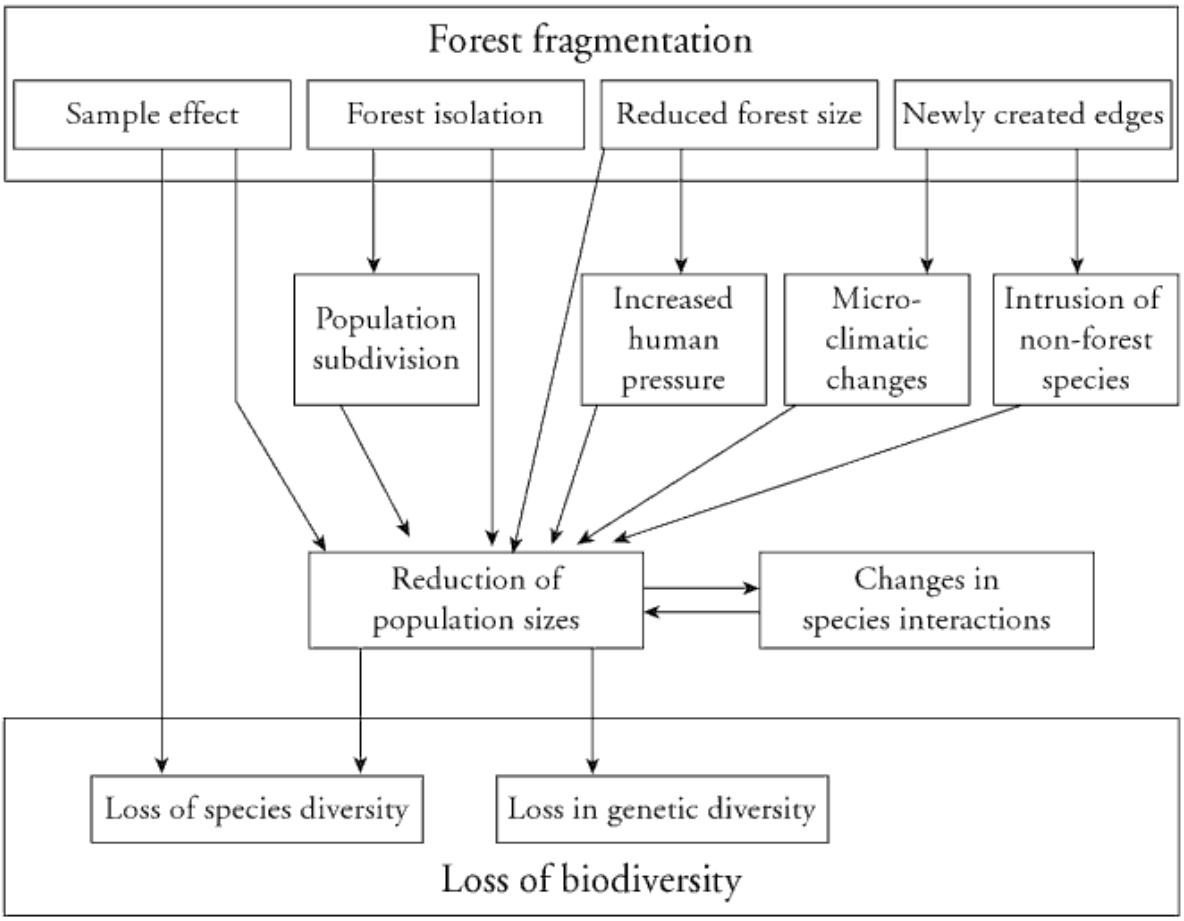

Figure 2 : Représentation schématique des conséquences de la fragmentation forestière (Zuidema et al. 1996).

2.2.2. La notion de connectivité

La notion de connectivité est étroitement liée à la fragmentation et au degré d'isolement des zones d'habitats entre elles. La connectivité est perçue comme une propriété du paysage, elle est caractérisée par le « degré de perméabilité du paysage lié au mouvement des individus entre les différents compartiments » (Taylor et al. 1993) ou décrite comme un « facteur lié à la distance entre les *patchs* d'habitat et également à la taille de ces *patchs* » (Kindlmann et Burel 2008). Par l'intermédiaire des deux définitions précédentes, on peut alors distinguer deux types de connectivités : la connectivité fonctionnelle et la connectivité structurale.
La connectivité fonctionnelle se caractérise par le flux et la dispersion des organismes par rapport à la structure du paysage (Taylor et al. 2006).
La connectivité structurale correspond aux liens et aux distances entre les habitats sans tenir compte des comportements des organismes. Ainsi, chaque paysage peut être caractérisé par un degré de connectivité structurale pour un habitat donné (Baudry et Merriam 1988).

La modélisation de la connectivité peut s'appréhender via la théorie de la « biogéographie insulaire » (Mac Arthur & Wilson 1967). Cette théorie indique que la richesse spécifique d'une île est dépendante de la taille de celle-ci et de son éloignement par rapport au continent. Ici, le continent est considéré comme un réservoir d'où peuvent se déplacer les espèces (vers l'île) en fonction de leur capacité de migration. Ce concept s'applique lorsqu'il y a une quantité de ressources disponibles suffisante (niches « vacantes ») et lorsque le taux d'immigration est élevé. La théorie de la biogéographie insulaire a servi de base théorique en écologie du paysage. En effet, le paysage peut être considéré comme des « îles » d'habitat (*patch* ou fragment) présentes dans une « mer » de non-habitat (matrice) et reliées entre elles par des corridors.

Les corridors écologiques permettent de diminuer l'isolement entre les *patchs* d'habitat et maintiennent une connectivité élevée entre les fragments forestiers. Ils représentent des « zones de végétation sauvage en milieu terrestre ou humide permettant les déplacements et dispersions animales et végétales entre différents habitats » (Spellerberg 2002).

2.2.3. La « défragmentation » ou la restauration de la connectivité paysagère

Il s'agit du processus inverse de la fragmentation, caractérisé par l'action de restaurer un habitat et de diminuer l'isolement entre les fragments. Dans de nombreuses parties du monde, principalement dans l'hémisphère nord (Europe et Amérique du nord), les changements socio-économiques des dernières décennies ont entrainé l'abandon de nombreuses terres cultivées. Les changements d'utilisation des terres ont en retour, entrainé une augmentation des surfaces boisées, restaurant ainsi la trame forestière et la connectivité écologique dans les paysages (Kadoya 2009). Cette augmentation des surfaces forestières constitue une opportunité pour la communauté scientifique, d'étudier les effets de la restauration de la connectivité sur les espèces.
Il faut noter que l'impact de la restauration de la connectivité a été très peu étudié par rapport à l'impact de la fragmentation (en particulier sur le délai nécessaire pour que la connectivité

soit effective en terme de diversité). Par ailleurs, les modalités d'augmentation de la connectivité (présence ou absence de connectivité entre les fragments forestiers, degré d'isolement) peuvent influencer la vitesse de migration des espèces dans les forêts installées récemment.

2.2.4. La restauration de la trame forestière en France

Comme dans la plupart des pays européens, la surface forestière en France métropolitaine a changé au cours des siècles, principalement à partir de la conversion d'espaces à usage agricole, restaurant ainsi la connectivité forestière. Victime du pillage et de l'expansion des zones vouées à l'agriculture, la forêt française représente, entre le 16ème et le 19ème siècle, une surface faible proche de 8,5 millions d'hectares en 1830 (Cinotti 1996) ; soit environ, la moitié de la surface métropolitaine actuelle. Cependant, une inversion de la dynamique des surfaces forestières s'est initiée à partir du 19ème siècle (Koerner et al. 2000, Chauchard 2007).

L'emprise rapide de la forêt, s'est effectuée principalement sur d'anciennes terres agricoles abandonnées, permettant aux surfaces forestières de l'hexagone de doubler en 150 ans. L'expansion forestière fut stimulée par la création en 1946, du Fonds Forestier National (FFN) ; organisme qui fut dissout en 2000 et qui avait la volonté de dynamiser les forêts françaises en subventionnant les reboisements privés.
Par conséquent, il est possible de retrouver en France, deux types de forêts :

- Les « forêts anciennes » caractérisées par la présence d'un couvert forestier continu depuis longtemps et présentes lors du minimum forestier en France (première partie du 19ème siècle),
- Les « forêts récentes » installées il y a peu sur des terres agricoles abandonnées. Ces forêts peuvent être soit des plantations, soit des boisements spontanés.

2.2.5. Relation entre ancienneté des forêts et diversité

Des différences de composition floristique entre forêt ancienne et forêt récente ont été mises en évidence par différents auteurs (Hermy et al. 1999 ; Graae et al. 2003 ; Sciama et al. 2009). Il a été démontré que l'ancienneté de l'état boisé influence significativement la végétation présente, particulièrement la végétation herbacée qui y est la plus sensible (Rackham 1980 ; Peterken 1981). Un cortège d'espèces inféodées aux forêts anciennes a pu être déterminé et les capacités de colonisation des forêts récentes dans plusieurs contextes, ont pu être estimées. Il a été notamment démontré que les capacités de colonisation des espèces dépendent des capacités de dispersion intrinsèques à chaque espèce mais également, des propriétés de la trame forestière.

La colonisation des forêts récentes par les espèces caractéristiques des forêts anciennes dépend en premier lieu de leur capacité de dispersion liée à leur mode de dissémination (Verheyen et al. 2006, De Frenne et al. 2011). En effet, la plupart des espèces inféodées aux forêts anciennes sont myrmécochores, autochores, barochores ou à multiplication végétative. De ce fait, leur fréquence d'observation est généralement corrélée de manière négative à la

distance aux massifs forestiers anciens (Dwzonko 1993). La vitesse de colonisation de ces espèces est en moyenne de 30 m par siècle, pouvant aller à 50 m par siècle pour les plus rapides (Dupouey et al. 2002).

La colonisation des forêts récentes est également dépendante des propriétés de la trame forestière. En effet, les taux de colonisation des espèces de forêts anciennes sont variables selon les régions et sont généralement conditionnés, par la proportion de forêt dans le paysage (De Frenne et al. 2011). De plus, ils sont corrélés à la proportion de forêts anciennes et notamment, à la proximité géographique et la connectivité aux massifs forestiers anciens (Matlack 1994, Verheyen et al 2006).
Nous pouvons également supposer que la variabilité des usages des espaces inter-forestiers (qui se résume par la qualité de la matrice paysagère, c'est-à-dire : agriculture intensive, prairies, friches,...) est susceptible d'expliquer des différences de colonisation bien que cette hypothèse n'est, à notre connaissance, jamais été testée.
Enfin, la colonisation des forêts récentes peut être limitée par leurs conditions environnementales (Baeten et al. 2009).

Il résulte des faibles capacités de dispersion et de la variabilité des configurations paysagères, que le temps de recolonisation par les espèces de forêts anciennes est très variable d'un paysage à un autre. En forêt tempérée feuillue par exemple, il a été annoncé qu'après une centaine d'années, certaines de ces espèces apparaissent dans le sous-bois (Bossuyt & Hermy 2000). Une synthèse récente (De Frenne et al. 2011) a montré que les temps de colonisation seraient en moyenne de, 24 à 135 ans selon les régions géographiques avec des maximums s'échelonnant entre 54 et 240 ans et pouvant être dans certains cas, (carte des forêts extrêmement ancienne) au-delà de 201 (en moyenne) et 370 ans (au maximum).

2.2.6. Problématique du stage

En Lorraine, le contexte récent d'augmentation des surfaces forestières et *a fortiori* de la connectivité au sein des paysages, offre l'opportunité d'analyser l'ancienneté du couvert boisé et la configuration du paysage. L'influence de la configuration globale du paysage étudié sur la restauration de la connectivité a déjà été prise en compte par le passé (De Frenne et al. 2011).
Notre étude est originale dans le sens où, l'influence de l'ancienneté du couvert boisé ne sera pas observée de manière globale à grande échelle mais finement, en fonction de la configuration paysagère du fragment forestier. Ainsi, nous étudierons :

- Comment la flore recolonise-t-elle les fragments forestiers récents ?
- Qu'elle est l'influence du mode de formation (accrétion versus nucléation) des forêts récentes sur leur composition et leur diversité floristique en fonction de leur isolement aux forêts anciennes ?

3. Matériels et Méthodes

3.1. Situation de l'étude

L'étude a été réalisée en Lorraine et plus spécifiquement dans les grandes régions forestières (sylvoécorégions définies par l'Inventaire Forestier National ou IFN) nommées : « Plaines et dépressions argileuses du nord-est » et « Plateaux calcaires du nord-est » (IFN 2009) (Figure 3). La Lorraine est caractérisée par un taux de boisement assez élevé (37 %, IFN 2010), par une forte proportion de forêts soumises au régime forestier (65%, http://www.onf.fr/lorraine) et par un taux de forêts anciennes supérieur (76 %) à la moyenne nationale (environ 50%, communication personnelle J.L Dupouey). Son climat est de type océanique avec une tendance continentale.

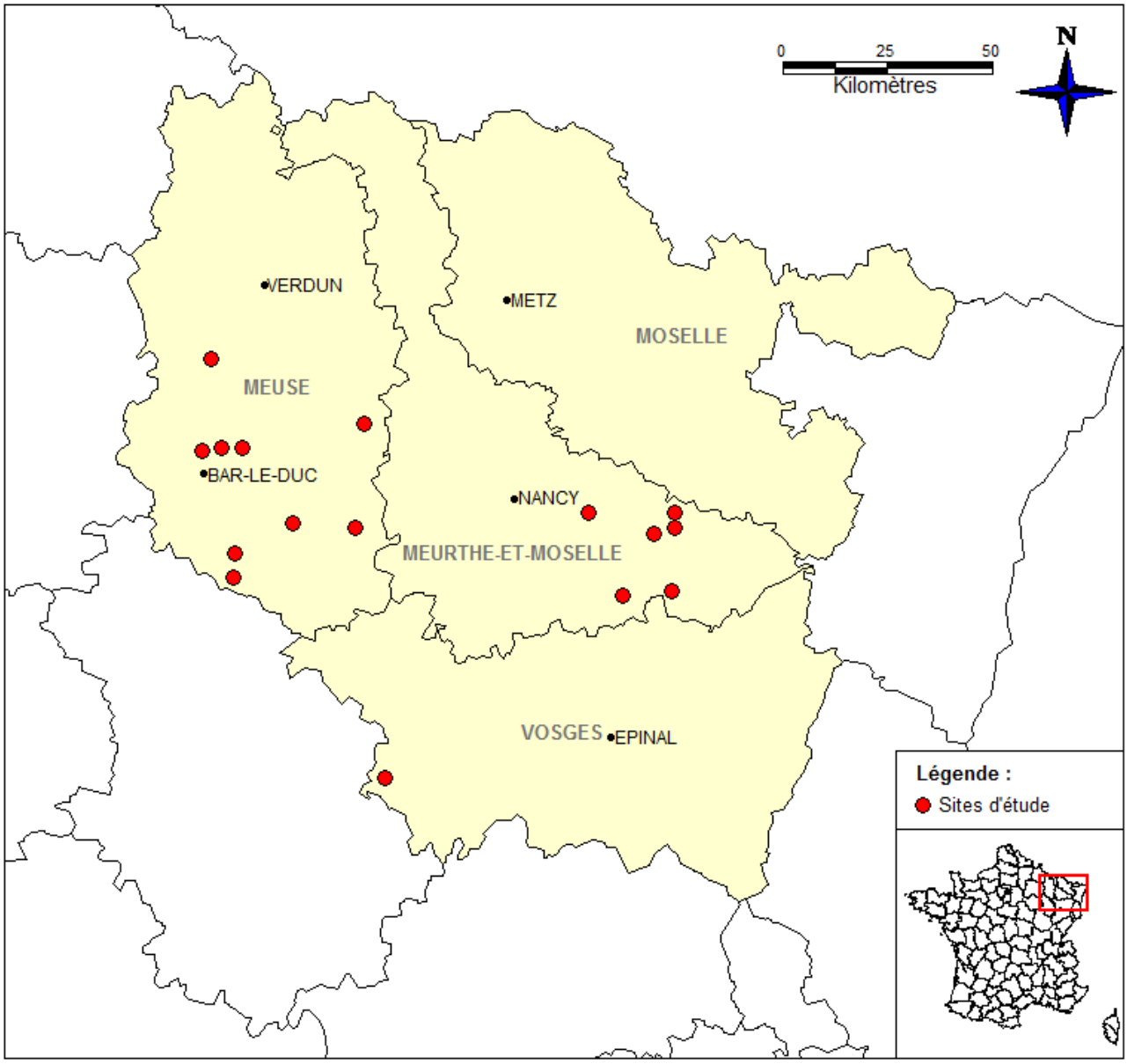

Figure 3 : Localisation de l'étude, et positionnement des sites échantillonnés en Lorraine

La région forestière « Plaines et dépressions argileuses du nord-est » (désignée par « PA ») est très présente dans le département de la Meurthe-et-Moselle (plateau Lorrain principalement) et de manière ponctuelle dans l'est de la Meuse et au sud-ouest du département Vosgien. L'altitude s'échelonne le plus souvent entre 250 et 300 m (IFN 2001). La pluviosité annuelle varie entre 700 et 800 mm. La température moyenne annuelle est comprise entre 9 et 10°C. Les sols sont argileux et présentent très fréquemment, un socle marneux. Le pH est généralement proche de la neutralité.

La seconde région forestière : « Plateaux calcaires du nord-est » (désignée par « PC ») est très abondante dans le département de la Meuse (majoritairement dans le secteur du Barrois) et également en Meurthe-et-Moselle (plateau de Haye). L'altitude de ces hauts plateaux est comprise entre 200 et 400 m (IFN 1998). La pluviométrie annuelle est de l'ordre de 800 à 950 mm. La température moyenne annuelle est voisine de 9,5 °C. Les sols rencontrés sont essentiellement sur substrat calcaire.

3.2. Choix des sites

Au préalable, une liste élargie de sites a été élaborée grâce au logiciel cartographique ArcGis 10 (Esri ®). Ce logiciel a permis d'analyser une couche vectorielle correspondant au croisement entre la couche des forêts actuelles de Lorraine (données de l'Inventaire Forestier National) et la carte des usages anciens de Lorraine (assemblage des minutes d'Etat-major numérisées et vectorisées par le plateau technique SIG de l'UMR EEF). Les données de l'Inventaire Forestier National permettent de se renseigner sur les principaux types de peuplements forestiers, leur nature ou encore le type de propriété. Les minutes d'Etat-major permettent quant à elle, de connaître l'ancienne occupation du territoire au début du 19ème siècle (forêt, prairie, culture, vigne, carrière,…) (cf. Annexe 1).

Dans cette étude, sont considérées comme forêts anciennes (FA), les zones forestières préexistantes lors de la conception des cartes minutes d'Etat-major en 1830 et présentes aujourd'hui sur les cartes de l'Inventaire Forestier National ; cela permet de supposer que le couvert forestier était continu durant les dernières décennies. A contrario, les forêts récentes (FR) sont situées aujourd'hui sur des zones où l'occupation du sol en 1830 était différente de la forêt (culture, prairie, vigne). Ainsi, les forêts récentes sont âgées de moins de 180 ans.

Le choix des sites potentiels s'est basé sur plusieurs critères de sélection :

1. Chaque site devait comprendre une forêt ancienne (FA) d'une surface assez importante (surface supérieure à 5 ha) et trois forêts récentes correspondant à trois configurations paysagères particulières en périphérie. Au sein des fragments forestiers récents, deux modes de formation ont été choisis :
    - L'accrétion, lorsque les forêts s'installent à proximité directe d'un massif forestier déjà existant (forêt agrégée : AG, un fragment).
    - La nucléation quant elles s'établissent sans contact physique avec d'autres espaces forestiers (forêts nucléées, deux fragments).

Pour les deux forêts récentes nucléées, l'une est située dans un rayon de 500 m à la forêt ancienne (forêt nucléé proche : NP) et la seconde dans un rayon compris entre 500 et 1000 m (forêt nucléée loin : NL).
Le classement des forêts en quatre catégories paysagères a été réalisé à partir des distances lisière à lisière entre la forêt récente considérée et la forêt ancienne la plus proche. Le calcul a été réalisé via une extension du logiciel Arcview 3.2, nommée « Nearest features v. 3.8b » (Jeff Jenness 2007).

2. Chaque forêt sélectionnée devait être un peuplement feuillu afin de limiter l'effet du traitement sylvicole sur la composition floristique.

3. Les forêts récentes devaient être situées dans les parcelles où il y avait de la culture lors de l'élaboration des minutes d'Etat-major. Ce choix a été guidé par le fait que d'une part, les zones de culture étaient très importantes en Lorraine au début du 19ème siècle et que d'autre part, l'usage ancien des sols a une influence connue sur la composition floristique (Verheyen et al. 1999, Hermy et Verheyen 2007).

Cette pré-liste de site a été ensuite vérifiée par une prospection de terrain afin de choisir tout particulièrement les sites qui présentaient le moins de différences en terme de structure de peuplement et de sol.

3.3. Plan d'échantillonnage

Au total, 16 sites différents ont été choisis et étudiés, répartis de manière équitable entre les deux régions forestières : 8 en « Plaines argileuses du nord-est » et 8 en « Plateaux calcaires du nord-est ». Pour chaque site, les quatre configurations paysagères ont été analysées (Tableau 1). Les différents points de relevé et leurs coordonnées figurent en Annexe 2.

Type de forêt			**Nombre de placettes / Région forestière**	
			Plaines argileuses	**Plateaux calcaires**
Ancienne (< 1830)		Forêt ancienne (FA)	8 placettes	8 placettes
Récente (> 1830)	Connectée	Agrégée (AG)	8 placettes	8 placettes
	Non connectée	Nucléée proche (NP)	8 placettes	8 placettes
		Nucléée loin (NL)	8 placettes	8 placettes

Tableau 1 : Schéma du plan d'échantillonnage

Ainsi, pour chaque configuration paysagère (Figure 4 page suivante), 16 répétitions ont été réalisées. Pour chacune d'elles, une placette principale d'une surface de 400 m² (20*20m) est établie afin de réaliser les différents relevés. Pour les forêts récentes, le bord de la placette est installé à 30 m de la lisière externe du fragment forestier. Cette distance permet d'avoir un effet lisière constant, car l'effet lisière est particulièrement fort dans la première vingtaine de

mètres environ (Gosselin et Laroussinie 2004). De plus, au niveau des forêts nucléées loin et proche, la placette est située de préférence dans la partie du fragment la plus proche de la forêt ancienne. Enfin, en forêt ancienne, la placette est disposée à 30 m de la lisière cartographiée sur les minutes d'Etat-major (ancienne lisière forestière).

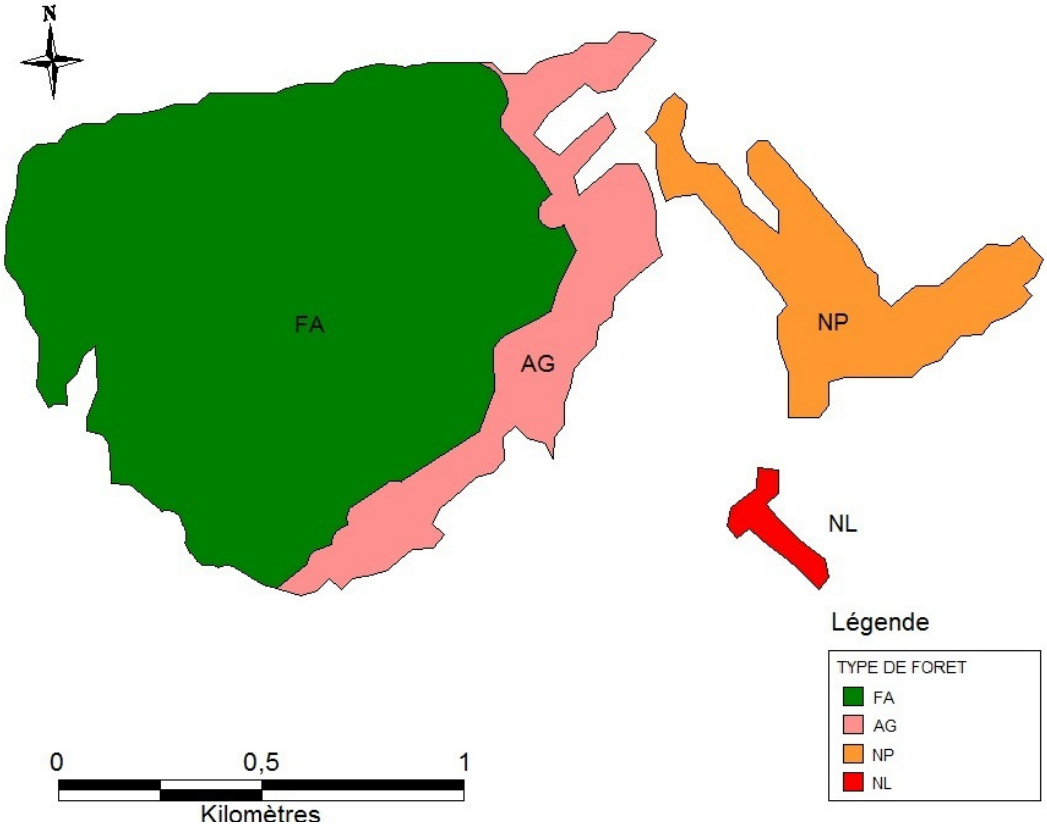

Figure 4 : Exemple des différentes configurations paysagères du site de Crévic (54)
FA - forêt ancienne ; AG - forêt récente agrégée ; NP - forêt récente nuléée proche ; NL - forêt récente nucléée loin

3.4. Echantillonnage de la flore, du sol et du peuplement

Le relevé floristique est réalisé dans la placette principale de 400 m² (Figure 5). Toute la flore vasculaire est inventoriée, les coefficients d'abondance-dominance de Braun-Blanquet sont attribués pour chaque espèce et la strate dans laquelle est observée l'espèce, est également notée. Les différentes strates d'observation sont les suivantes :

- La strate arborescente (A) qui comprend les individus hauts de plus de 7 m
- La strate arbustive haute (ah) quand la taille est comprise entre 2 et 7 m
- La strate herbacée (ab-h) quand la hauteur est inférieure à 2 m (ligneux bas et herbacées)

Dans la placette principale, un profil de fosse pédologique a été décrit et l'humus le plus représentatif de la placette a été noté (cf. Fiche de relevé pédologique en Annexe 3). En complément de la description du sol, 5 échantillons de sol ont été prélevés en surface sur une épaisseur de 5 cm avec des cylindres de découpe de 8 cm de diamètre. Ces échantillons n'ont pas été analysés à ce jour.

Des relevés dendrométriques sont également réalisés sur des placettes circulaires dont le centre coïncide avec celui de la placette principale. Les tiges ont été inventoriées de la manière suivante (Figure 5) (cf. Fiche de relevé dendrométrique en Annexe 4):

- dans un rayon de 4 m, sont mesurées toutes les tiges ayant un diamètre supérieur à 2,5 cm à 1,30 m
- dans un rayon de 6 m, sont mesurées toutes les tiges ayant un diamètre supérieur à 7,5 cm à 1,30 m
- dans un rayon de 9 m, sont mesurées toutes les tiges ayant un diamètre supérieur à 12,5 cm à 1,30 m
- dans un rayon de 15 m, sont mesurées toutes les tiges ayant un diamètre supérieur à 27,5 cm à 1,30 m

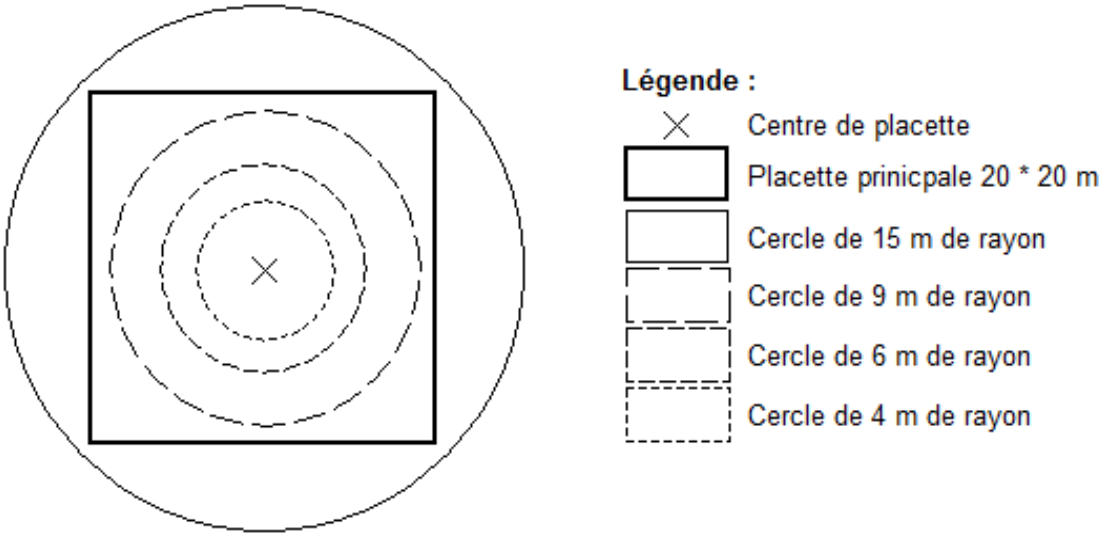

Figure 5 : Schéma de mise en place des diverses placettes

3.5. Analyse des relevés floristiques

3.5.1. Richesse spécifique et indices

La richesse spécifique (S) est étudiée d'une part entre les deux groupes de relevés correspondant aux deux sylvoécorégions puis d'autre part, en fonction des différentes configurations paysagères (FA, AG, NP, NL) en prenant en considération uniquement les espèces de la strate herbacée.

L'indice de diversité de Shannon-Weaver (H') est également calculé à l'aide d'une table de correspondance entre les coefficients de Braun-Blanquet et le recouvrement moyen estimé des espèces en présence. (F. Gillet 2000).

Enfin, l'indice d'équitabilité de Shannon-Weaver (E) qui correspond à H'/H' max, avec H'max = ln(S) est calculé dans le but de comparer la proportion des différentes espèces entre elles au sein des différents relevés.

Ces différents indices écologiques ont été calculés grâce au package «vegan » (Oksanen et al. 2006) du logiciel statistique R (Ihaka et Gentleman 1996).

3.5.2. Analyse multivariée

L'ensemble des relevés floristiques a été étudié via une analyse factorielle des correspondances (AFC) à l'aide du package « ade4 » du logiciel statistique R. Celle-ci a été réalisée sur les espèces de la strate herbacée présentes dans au moins 5 relevés, soit 80 espèces différentes. La strate herbacée apparaît comme la strate la moins influencée de manière directe par la gestion sylvicole (richesse spécifique et diversité) (Gilliam 2007). Par ailleurs, les données d'abondance-dominance ont été préalablement converties en présence/absence. Cette analyse a permis de croiser le facteur ancienneté de l'état boisé avec les différentes configurations paysagères à l'échelle du fragment.

3.5.3. Contrainte spatiale

Après avoir choisi les 16 sites d'études, il s'est avéré que leur répartition était relativement agrégée malgré la grande surface de chaque région forestière. Ainsi, se pose la question de la pertinence de l'analyse multivariée dans le cadre d'une éventuelle autocorrélation spatiale. La prise en compte de l'agrégation spatiale au sein d'une analyse multivariée peut donc s'avérer intéressante (Hatheway 1971).

Dans le package « spdep » (Bivand et al. 2005) du logiciel R, on trouve le test de Moran qui est un test d'autocorrélation spatiale. L'indice de Moran (I) est calculé à partir des coordonnées des entités dans l'espace (ici la position des sites le long des deux premiers axes de l'AFC) et d'une matrice spatiale de « poids » préalablement établie. Cette matrice correspond à une matrice binaire de voisinage où l'on note les relations de voisinage entre les entités. Ainsi, si deux entités sont prédéfinies comme voisines (positionnement géographique, frontière commune, etc.), elles prennent la valeur 1 ; 0 dans le cas contraire.
Le test de Moran dans le package « spdep » compare la valeur de l'indice de Moran prise pour une série de données à celle calculée dans le cas d'une répartition homogène des entités dans l'espace. Le résultat du test permet de dire s'il existe une autocorrélation spatiale entre les entités en fonction de leur position dans l'espace (coordonnées le long des deux premiers axes de l'AFC).
Dans notre étude, les quatre configurations paysagères au sein d'un même site sont considérées comme voisines. L'intérêt de ce test est alors de mettre en évidence ou non, l'existence d'une autocorrélation spatiale des points de relevés à partir de leur position sur les axes de l'analyse multivariée et de la table de voisinage élaborée à postériori.

4. Résultats

4.1. Comparaison des indices de diversité

La distribution du nombre d'espèces et des indices de diversité de chaque relevé, pour la strate herbacée, ne suit pas une loi normale. Un test de Kruskal-Wallis a donc été réalisé afin d'établir une différence entre les configurations paysagères au sein des deux régions

forestières pour les trois paramètres de diversité : richesse spécifique, indice de diversité et indice d'équitabilité (Tableau 2).

	Plaines argileuses					**Plateaux calcaires**				
	FA (N=8)	**AG (N=8)**	**NP (N=8)**	**NL (N=8)**	**Test de Kruskal-Wallis**	**FA (N=8)**	**AG (N=8)**	**NP (N=8)**	**NL (N=8)**	**Test de Kruskal-Wallis**
Richesse spécifique	32,9 ± 8,7	38,9 ± 8,2	33,5 ± 7	31,5 ± 3,8	NS	38,1 ± 4,6	32,9 ± 5,4	30,6 ± 9,8	30,6 ± 8,7	NS
Indice de diversité	2,4 ± 0,4	2,9 ± 0,4	2,6 ± 0,4	2,8 ± 0,2	*	2,6 ± 0,4	2,4 ± 0,4	2,2 ± 0,7	2,2 ± 0,3	NS
Indice d'équitabilité	0,69 ± 0,08	0,82 ± 0,03	0,73 ± 0,11	0,8 ± 0,06	**	0,72 ± 0,10	0,68 ± 0,10	0,65 ± 0,16	0,66 ± 0,08	NS

Tableau 2 : Moyenne (± écart-type) de la richesse floristique, de l'indice de diversité et d'équitabilité de Shannon pour la strate herbacée de chaque configuration paysagère et résultat du test de Kruskal-wallis appliqué.
*FA - forêt ancienne ; AG - forêt agrégée ; NP - forêt nucléée proche ; NL - forêt nucléée loin ; NS- Non significatif, classes de probabilité (** : P < 0,01 ; * : P < 0,05).*

Le test de Kruskal-Wallis sur la richesse spécifique n'a pas montré de différence significative entre les quatre types de forêts au sein des deux régions forestières.
Pour les indices de diversité et d'équitabilité de Shannon, aucune différence entre configurations paysagères n'a été mise en évidence pour les sites localisés dans la région forestière « Plateaux calcaires » (Tableau 2).
En « Plaines argileuses », d'après le test de Kruskal-Wallis, les indices de diversité et d'équitabilité sont significativement différents entre configuration paysagère. Un test post-hoc (« honest significant test ») comparant deux à deux les configurations paysagères en « Plaines argileuses » a indiqué que les indices de diversité et d'équitabilité de Shannon sont significativement différents ($p < 0,05$) entre forêt ancienne et forêt récente agrégée. Le résultat indique que les forêts récentes agrégées possèdent un indice de diversité plus fort et une meilleure équitabilité que les forêts anciennes (Tableau 2).

Les résultats du test de Kruskal-Wallis permettent une première comparaison entre forêt ancienne et forêt récente. Dans notre cas, l'ancienneté de l'état boisé n'a pas d'influence significative sur la richesse spécifique.
La différence significative sur l'indice de diversité et d'équitabilité entre forêt ancienne et forêt récente agrégée en « Plaines argileuses » suggère une variation dans l'abondance des espèces. La richesse spécifique étant considérée comme équivalente entre ces deux forêts, il semble qu'en forêt ancienne un pool restreint d'espèces très recouvrantes domine les relevés (espèces inféodées aux forêts anciennes). A contrario, en forêt récente agrégée les espèces présentes recouvrent de manière équi-répartie le sol et il n'y a pas de groupes d'espèces qui dominent la distribution.

4.2. Analyse fine de la composition floristique

Une analyse multivariée (analyse factorielle des correspondances ou AFC) a été réalisée à partir des relevés floristiques en prenant en compte uniquement les espèces de la strate herbacée présentes dans plus de 5 relevés ; soit un total de 80 espèces. L'inertie totale du jeu de données captée par le plan 1et 2 est de 17,5 %.

4.2.1. Composition floristique détaillée

L'analyse multivariée portant sur la strate herbacée est présentée Figure 6. La correspondance entre les étiquettes des espèces et leur nom latin figure dans l'Annexe 4. Dans cette annexe, une colonne correspondant au nombre de fois où l'espèce a été référencée comme espèce de forêt ancienne sur 22 articles scientifiques a été ajoutée.

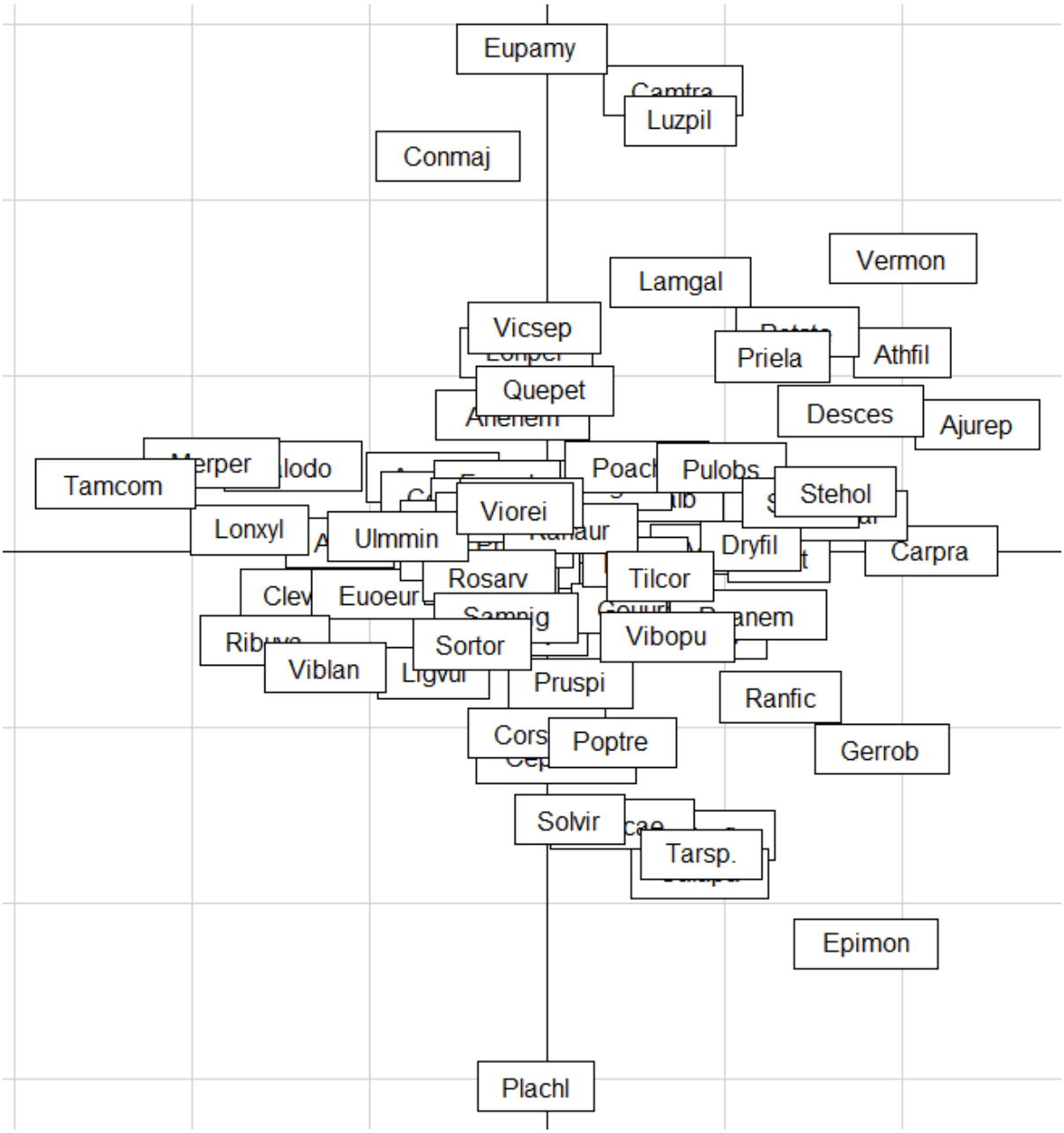

Figure 6 : Résultats de l'AFC pour les différentes espèces (strate herbacée - fréquence > 5)

4.2.1.1. Analyse de l'axe 1

L'axe 1 de l'analyse factorielle des correspondances représente 9,8 % de l'inertie totale du jeu de donnée. Cette valeur apparaît pertinente en regard du nombre d'espèces analysées. L'observation de la position des espèces selon cet axe permet de supposer qu'il représente un gradient écologique.

Sur la partie gauche de l'axe, les espèces observées sont les suivantes : *Tamus communis, Mercurialis perrenis, Galium odoratum, Clematis vitalba, Ribes uva-crispa, Euonymus europaeus, Viburnum lantana, etc.* Ces espèces se rencontrent fréquemment dans des milieux riches en base dont le pH est élevé, elles sont principalement calcicoles ou calciclines.

A droite de l'axe, les espèces identifiées sont : *Cardamine pratensis, Stellaria holostea, Ajuga reptans, Geranium robertianum, Ranunculus ficaria, etc.* Ces espèces sont présentes dans des milieux dont le pH est proche de la neutralité, elles sont neutrophiles.

Après analyse de la position des espèces selon le premier axe, il advient que celui-ci correspond au type de substrat donc à un gradient d'acidité.

4.2.1.2. Analyse de l'axe 2

L'axe 2 semble également structurer la composition floristique avec une inertie de 7,7 %. Dans la partie haute de l'axe, les espèces présentes sont les suivantes : *Euphorbia amygdaloides, Convallaria majalis, Campanula trachelium, Luzula pilosa, Lamiastrum galeobdolon, Vicia sepium, Lonicera periclymenum, Anemone nemorosa, Primula elatior, etc.* La fréquence d'observation de ces espèces est plus importante en forêt ancienne qu'en forêt récente. Ces espèces ont des capacités de dispersion faible et se rencontrent lorsque la luminosité dans le sous-bois est faible.

Des espèces se détachent également au niveau de la partie basse de l'axe 2 telles que : *Prunus spinosa, Cornus sanguinea, Populus tremula, Rubus caesius, Taraxacum officinalis, Galium aparine, Solidago virgaurea, etc.* Elles sont susceptibles d'être retrouvées communément en forêt récente. Parmi cette liste d'espèces, figurent des arbustes connus pour être des espèces de début de succession et donc essentiellement héliophiles.

Ainsi, la position des espèces selon l'axe 2 de l'analyse factorielle des correspondances et les connaissances acquises sur l'autécologie des espèces permettent de définir l'axe2 comme le facteur ancienneté de l'état boisé.

4.2.2. Sites

La position des différents relevés par site, suite à cette analyse est présentée dans la Figure 7 ci-dessous.

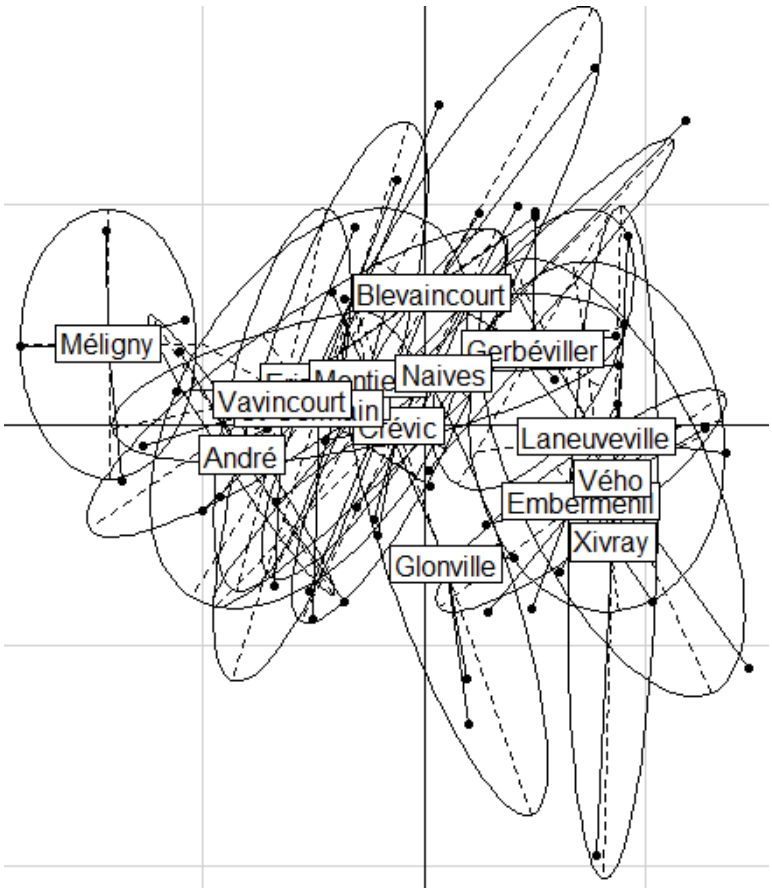

Figure 7 : Position des relevés et des sites dans le plan 1-2 de l'AFC des relevés floristiques

La région forestière « Plaines argileuses » correspond aux sites suivants : *Crévic, Blevaincourt, Gerbéviller, Laneuveville, Vého, Emberménil, Xivray* et *Glonville*.
La région forestière « Plateaux calcaires » est représentée par les sites de : *Méligny, André, Vavincourt, Erize, Montiers, Naives, Dammarie* et *St-germain*.

Le long de l'axe 1, deux groupes de relevés correspondant aux deux régions forestières préalablement choisies (« Plaines et dépressions argileuses » et « Plateaux calcaires ») se démarquent. La différence de substrat entre les deux régions forestières étant connue (cf. Matériel et Méthodes, paragraphe 3.1.), cela conforte le résultat obtenu précédemment qui définit l'axe 1 de l'analyse factorielle comme un gradient de pH.

La prise en compte de la spatialisation des données dans l'analyse factorielle des correspondances a été réalisée en appliquant le test de Moran sur les coordonnées des relevés selon l'axe 1 puis selon l'axe 2. Les résultats montrent une corrélation spatiale des données significative ($p < 0,001$) selon leurs coordonnées sur l'axe 1. Par conséquent, la position des relevés dans l'espace est liée à la région forestière dans laquelle ils se situent et aux sites auxquels ils appartiennent.

4.2.3. Mode de formation des forêts

Alors que l'axe 1 discrimine les relevés en fonction de leur répartition spatiale, les quatre différentes configurations paysagères sont au contraire bien discriminées le long de l'axe 2 (Figure 8).

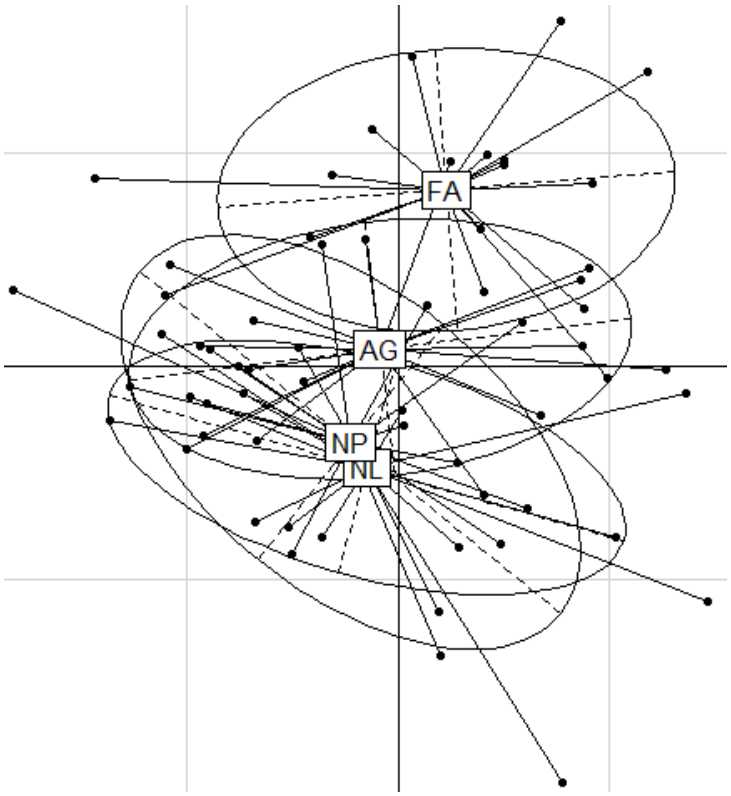

Figure 8 : Résultats de l'AFC pour les configurations paysagères (strate herbacée)
FA - forêt ancienne ; AG - forêt agrégée ; NP - forêt nucléée proche ; NL - forêt nucléée loin

L'étude détaillée de la composition floristique a suggéré que l'axe 2 correspond au facteur ancienneté de l'état boisé. Ce résultat concorde avec les positions des différentes configurations paysagères le long de l'axe 2. En effet, à l'interprétation de la figure, il apparaît que les forêts récentes se distinguent bien des forêts anciennes en terme de composition floristique.

Au sein des forêts récentes, le mode de formation des forêts (accrétion versus nucléation) est mis en évidence par l'analyse factorielle. Les forêts nucléés (NL et NP) sont regroupées et distinctes des forêts agrégées (AG) dont la position suggère un cortège floristique proche de celui des forêts anciennes (cf. Paragraphe 4.1. Comparaison des indices de diversité). En effet les forêts agrégées comportent des espèces de forêt ancienne et des espèces typiques de forêt récente.
Le mode de formation des forêts récentes semble donc influencer significativement leur composition floristique. En revanche, la variation de distance séparant les forêts anciennes des forêts nucléées ne semble pas impacter de manière forte la composition floristique tout du moins, dans une gamme de distance proche du kilomètre.

Le test de Moran appliqué sur les coordonnées des relevés selon l'axe 2 n'a pas donné de résultat significatif (p-value > 0,05). Ce résultat montre que la position géographique des relevés est indépendante de l'ancienneté du couvert boisé.

La position des quatre configurations paysagères le long de l'axe 1 suggère que pour les forêts récentes (AG, NP et NL), le substrat est relativement homogène. La position légèrement décalée sur la droite des forêts anciennes (FA) signifie que le pH des sols est peut être légèrement plus acide.

5. Discussion et Perspectives

5.1. Relation entre ancienneté de l'état boisé et diversité

Les études réalisées sur des forêts récentes (Jacquemyn et al. 2001, De Frenne et al. 2011) en prenant en compte la configuration globale du paysage ont établi que la richesse spécifique des plantes vasculaires augmente avec l'ancienneté de l'état boisé et que l'ampleur de cette variation est différente selon les régions d'études. Dans notre cas, la richesse spécifique a été observée à plus petite échelle, en tenant compte non pas de la configuration du paysage, mais de celle du fragment forestier (accrétion, nucléation).
Nos résultats concernant ce paramètre n'ont pas mis en évidence une différence significative entre forêt ancienne et forêt récente quelque soit la configuration paysagère dans les deux régions forestières (Tableau 2). Ces résultats correspondent à ceux observés par Sciama et al. (2009) dans le Massif du Jura et ceux de Bossuyt et al. (1999) énonçant une variation de la composition floristique plus qualitative que quantitative lors d'un transect entre forêt ancienne et forêt récente agrégée.

Le test de Kruskal-Wallis portant sur les indices de diversité et d'équitabilité de Shannon-Weaver a montré une différence significative uniquement au sein de la région forestière « Plaines et dépressions argileuses » entre les relevés forêts anciennes et forêts récentes agrégées (Tableau 2). Dans leurs travaux scientifiques, Bossuyt et al. (1999) n'avaient pas évoqué de différence d'indice de diversité entre forêt ancienne et forêt récente agrégée.
La différence de diversité et d'équitabilité observée permet de suggérer qu'en forêt ancienne, quelques espèces dominent les relevés et qu'en forêt récente agrégée, les espèces présentes recouvrent de manière équirépartie le sol et qu'il n'y a pas de groupes d'espèces qui dominent la distribution. Ainsi, en forêt récente agrégée, les cortèges floristiques de forêt récente et de forêt ancienne se mélangent, conduisant à une répartition plutôt égale des espèces.

5.2. Différence de composition entre forêt ancienne et forêt récente

L'analyse multivariée réalisée sur l'ensemble des relevés floristiques confirme les résultats de (Hermy et al. 1999 ; Sciama et al. 2009) présentant une différence significative en terme de composition floristique entre les forêts anciennes et les forêts récentes. Tout d'abord, la différence s'observe en fonction du type biologique de l'espèce. En forêt récente sont

présentes une grande proportion d'espèces ligneuses (*Prunus spinosa, Cornus sanguinea, Sambucus nigra, Rubus caesius, etc.*). Ces espèces principalement héliophiles et dites de début de succession, s'installent en priorité sur les terrains abandonnés où la ressource lumineuse est importante.

Les peuplements échantillonnés étant relativement homogènes en terme de structure et de surface terrière (Eberle 2011), la variabilité du climat lumineux peut s'expliquer par la présence dans la strate arborée en forêt récente, d'espèces pionnières possédant un houppier « allégé » (*Betula pendula, Fraxinus excelsior, Populus tremula, Alnus glutinosa, etc.*). Par conséquent, la luminosité plus importante en forêt récente favoriserait alors l'installation d'espèces rudérales « compétitrices » à fort taux de croissance (essentiellement des arbustes). Lorsque l'ancienneté de l'état boisé augmente, des essences forestières au houppier volumineux s'installent (Chêne, Hêtre et Charme), induisant une fermeture progressive du couvert (diminution de l'éclairement relatif) et favorisant par conséquent, l'abondance des espèces herbacées tolérantes à l'ombre.

Les résultats indiquent que les espèces inféodées aux forêts anciennes sont : *Euphorbia amygdaloides, Convallaria majalis, Luzula pilosa, Lamiastrum galeobdolon, Lonicera periclymenum, Anemone nemorosa, Primula elatior, etc.* Ces espèces ont été identifiées comme espèces de forêt ancienne en Europe occidentale ; sauf *Lonicera periclymenum* plus souvent cité comme une espèce de forêt récente. Ces espèces ont majoritairement une stratégie d'utilisation des ressources dite « stress tolérante /compétitrice» (Sciama et al. 2009) en raison des faibles ressources présentes.

La position des forêts récentes par rapport à celle des forêts anciennes selon le plan 1-2 de l'analyse factorielle suggère une flore légèrement plus tolérante à l'acidité du sol en forêt ancienne. Cette différence peut s'expliquer d'une part, par l'acidification à long terme du sous-sol forestier et d'autre part, par le fait que les forêts anciennes ont été fréquemment observées sur des plateaux riches en limons et non favorables à la culture (remarque personnelle suite aux études cartographiques et aux relevés pédologiques).

5.3. Influence de la connectivité paysagère sur la composition floristique

La colonisation des fragments forestiers récents par les espèces de forêt ancienne est conditionnée par la vitesse de colonisation de ces espèces et les propriétés de la trame paysagère (De Frenne et al. 2011). Notre étude a porté sur le mode de formation des fragments forestiers récents et sur leur isolement à la forêt ancienne la plus proche.

D'après nos résultats, le mode de formation des forêts récentes influence la composition floristique. En effet, les forêts nucléées s'individualisent facilement avec une part importante d'espèces arbustives et héliophiles. Les forêts agrégées ont une composition floristique intermédiaire ; c'est-à-dire que certaines espèces de forêt ancienne ont été observées. En conséquence, leur cortège floristique est alors proche de celui des forêts anciennes mais au recouvrement différent (cf. Comparaison des indices écologiques). Les forêts récentes

agrégées, davantage connectées aux massifs forestiers anciens sont donc en priorité colonisées par les espèces de forêts anciennes.

Pour les forêts récentes nucléées, deux classes de distance avaient été préalablement choisies (cf. Matériels et Méthodes, paragraphe 3.2. Choix des sites). Les résultats ne montrent pas une nette différence de composition floristique entre les forêts récentes nucléées loin et proche. Néanmoins, la disposition du nuage de points correspondant aux relevés réalisés en forêts nucléées proches laisse penser que le cortège floristique se rapproche de celui des forêts récentes agrégées (Figure 8). Cette tendance coïncide avec les conclusions de Dwzonko en 1993 montrant que, la fréquence d'observation des espèces de forêt ancienne en forêt récente était corrélée négativement à la distance à une forêt ancienne.

Les fragments forestiers échantillonnés ne comportaient pas de corridors forestiers (haies, ripysilves, etc.), milieux pourtant favorable à l'augmentation de la connectivité paysagère (Burel et Baudry 1999) et susceptibles de représenter des couloirs migratoires. De plus, la nature des espaces inter-forestiers (culture intensive, prairie de fauche, pâture, jachère, etc.) n'a pas été prise en compte dans l'étude ; son influence sur la migration des espèces semble logique mais n'a jamais été étudiée à notre connaissance. En conséquence, les propriétés de la matrice paysagère n'ont pas favorisé la migration des espèces de forêt ancienne.

La distance de nucléation (inférieure à 500 m ou comprise entre 500 et 1000 m) n'influence que faiblement la composition floristique des forêts nucléées. La distance maximale de nucléation du fragment forestier soit 1000 m, apparaît peut être trop importante compte tenu de la vitesse de migration des espèces inféodées aux forêts anciennes (parfois inférieur à 50 m par siècle) pour mettre en évidence de nettes différences de composition. Toutefois, les critères de sélection des fragments forestiers récents (ancien usage, structure de peuplement, surface, forme, etc.) et les propriétés de la trame paysagère (peu de forêts nucléées en Lorraine) ont restreint le nombre de sites potentiels et n'ont pas permis de choisir des fragments plus proches des forêts anciennes.

5.4. Perspectives

Il aurait été intéressant d'augmenter le nombre de sites échantillonnés pour obtenir des résultats plus robustes en analyse de données mais l'hétérogénéité paysagère rencontrée en Lorraine ne le permettait pas.
Pour comparer la diversité entre forêt ancienne et forêt récente, la prise en compte des espèces strictement forestières aurait pu être envisagée. Cela a déjà été réalisé par Vellend et al. en 2007 ou Flinn et Vellend en 2005 qui avaient conclu que la richesse spécifique des espèces inféodées aux forêts anciennes était plus faible en forêt récente. Cependant, nous ne possédions pas de liste fiable d'espèces strictement forestières pour notre zone d'étude.
La différence de composition floristique entre forêt ancienne et forêt récente pourrait être approfondie en tenant compte des indices d'Ellenberg (1991) des espèces présentes (notamment pour la lumière) et de leurs stratégies d'utilisation des ressources (triangle de Grime, 1997).

Pour mettre en évidence un effet distance potentiel, une analyse plus fine de l'analyse factorielle pourrait être envisagée. Il serait intéressant de comparer les différences de composition floristique observée le long de l'axe 2 de l'AFC avec la distance lisière à lisière entre les fragments étudiés et la forêt ancienne de référence.
D'après nos résultats, le mode de formation des forêts récentes influence la composition floristique. On suppose que la distance du point de relevé à la forêt ancienne la plus proche est un facteur qui influe également sur la composition. Ainsi, une analyse de la position des relevés le long de l'axe 2 de l'AFC en fonction de la distance du point de relevé à la lisière de la forêt ancienne pourrait mettre en évidence les effets de l'interaction des deux facteurs (mode de formation et distance du point de relevé à la lisière).

6. Conclusion

Bien que la restauration de la connectivité structurale du paysage soit vérifiée en Lorraine (augmentation des surfaces forestières), celle de la connectivité fonctionnelle n'est pas reconnue. Les forêts récentes installées à proximité directe des massifs anciens bénéficient d'une meilleure connectivité, caractérisée par l'apparition rapide d'espèces de forêts anciennes. A contrario, les forêts récentes isolées dans la matrice paysagère n'ont pas été clairement encore colonisées par ces espèces. Le mode de formation des forêts récentes joue alors un rôle important dans la dispersion des espèces de forêt ancienne. Dans ce contexte, la migration de ces espèces forestières est remise en cause, et le temps pour que la connectivité fonctionnelle soit effective en terme de biodiversité est important. Ainsi, le chemin à parcourir en ce qui concerne l'élaboration d'une trame verte efficace selon le Grenelle de l'environnement est encore long. Ce temps pourrait être réduit en augmentant les surfaces de corridors.

7. Bibliographie

Aune, K., Jonsson, B.G., Moen, J., 2005. Isolation and edge effects among woodland key habitats in Sweden: is forest policy promoting fragmentation?. Biological Conservation 124, 89-95.

Baeten, L., Hermy, M., Verheyen, K., 2009. Environmental limitation contributes to the differential colonization capacity of two forest herbs. Journal of Vegetation Science 20, 209-223.

Baudry, J., Merriam, G., 1988. Connectivity and connectedness: functional versus structural patterns in landscapes. Münstersche Geographische Arbeiten 29, 23-28.

Bivand, R., 2011. The Spdep Package. Comprehensive R Archive Network, Version 0.5-27 (http://www.cran.r-project.org).

Bossuyt, B., Hermy, M., Deckers, J., 1999. Migration of herbaceous plant species across ancient and recent forest ecotones in central Belgium. Journal of Ecology 87, 629-638.

Bossuyt, B., Hermy, M., 2000. Restoration of the understorey layer of recent forest bordering ancient forest. Applied Vegetation Science 3, 43-50.

Burel, F., Baudry, J., 1999. Ecologie du paysage : Concepts, méthodes et applications. Broché.

Chauchard, S., 2007. Dynamique d'une forêt méditerranéenne dans un monde changeant. Thèse de doctorat, Université Montpellier II.

Cinotti, B., 1996. Évolution des surfaces boisées en France : proposition de reconstitution depuis le début du XIXe siècle. Revue forestière française 48, 547-562.

De Frenne, P., Baeten, L., Graae, B.J., Brunet, J., Wulf, M., Orczewska, A., Kolb, A., Jansen, I., Jamoneau, A., Jacquemyn, H., Hermy, M., Diekmann, M., De Schrijver, A., De Sanctis, M., Decocq, G., Cousins, S.A.O., Verheyen, K., 2011. Interregional variation in the floristic recovery of post-agricultural forests. Journal of Ecology 99, 600-609.

Dupouey, J.L., Sciama, D., Koerner, W., Dambrine, E., Rameau, J-C., 2002. La végétation des forêts anciennes. Revue forestière française 54, 521-532.

Dwzonko, Z., 1993. Relations between the floristic composition of isolated young woods and their proximity to ancient woodland. Journal of Vegetation Science 4, 693-698.

Eberle, P., 2011. Pistes de réflexion autour d'une étude des effets de la défragmentation sur la diversité forestière. Rapport de stage de Master 1, INRA de Nancy, 25 p.

Ellenberg, H., Weber, H.E., Dall, R., Wirth, V., Werner, W., Paulissen, D., 1991. Indicator values of plants in Central Europe. Scripta Geobotanica 18, 1-258.

ESRI. ArcGIS 10 of ArcMap, ArcCatalog, ArcToolbox and Spatial Analyst User's Guide. Redlands, Esri © 1995-2011.

Fahrig, L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 34, 487-515.

Findlay, C.S., Houlahan, J., 1997. Anthropogenic correlates of species richness in southeastern Ontario wetlands. Conservation Biology 1, 1000-1009.

Flinn, K.M., Vellend, M., 2005. Recovery of forest plant communities in post-agricultural landscapes. Frontiers in Ecology and the Environment 3, 243-250.

Forman, R.T.T., 1995. Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, Cambridge, UK, 656 pp.

Franklin, A.B., Noon, B.R., George, T.L., 2002. What is habitat fragmentation? In Effects of habitat fragmentation on birds in western landscapes: contrasts with paradigms from the eastern United States. Studies in Avian Biology 25, 20-29.

Gibbs, J.P., 1998. Distribution of woodland amphibians along a forest fragmentation gradient. Landscape Ecology 13, 263-268.

Gillet, F., 1999. La phytosociologie synusiale intégrée, Guide méthodologique, Document 1. Université de Neuchâtel, Institut de botanique, p 24.

Gilliam, F.S., 2007. The ecological significance of the herbaceous layer in temperate forest ecosystems. BioScience 57, 845–858.

Goodwin, B.J., Fahrig, L., 2002. How does landscape structure influence landscape connectivity?. Oikos 99, 552-570.

Gosselin, M., Laroussinie, O., 2004. Biodiversité et gestion forestière, Connaître pour préserver, Synthèse bibliographique. Paris, Cemagref éditions, ECOFOR, Études, gestion des territoires 20, 101-126.

Graae, B.J., Sunde, P.B., Fritzbùger, B., 2003. Vegetation and soil differences in ancient opposed to new forests. Forest Ecology and Management 177, 179-190.

Grime, J.P., 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. American Naturalist 111, 1169-1194.

Hatheway, W.H., 1971. Contingency table analysis of rain forest vegetation. In: Patil, G.P., Pielou, E.C., and Waters, W.E., Editors. Statistical Ecology. III Multi-Species Population Ecosystems and Systems Analysis, Pennsylvania University Press, University Park and London, 271-314.

Hermy, M., 1994. Effects of former land use on plant species diversity and pattern in european Deciduous woodland. Biodiversity, Temperate Ecosystems, and Global Change, 123-144.

Hermy, M., Honnay, O., Firbank, L., Grashof-Bokdam, C., Lawesson, J.E., 1999. An ecological comparison between ancient and other forest plant species in Europe, and the implications for forest conservation. Biology Conservation 91, 9-22.

Hermy, M., Verheyen, K., 2007. Legacies of the past in the present-day forest biodiversity: a review of past land-use effects on forest plant species composition and diversity. Ecological Research 22, 361-371.

IFN, 1998. Département de la Meuse, Troisième inventaire forestier du département, Commentaires sur les résultats. IFN, 130 p.

IFN, 2001. Département de la Meurthe-et-Moselle, Troisième inventaire forestier du département, Résultats et commentaires. IFN, 116 p.

IFN, 2009. Les sylvoécorégions (SER) de France métropolitaine, Etude de définition. IFN, 166 p.

Ihaka, R., Gentleman, R., 1996. R: a language for data analysis and graphics. Journal of Computational and Graphical Statistics 5, 299-314.

IFN, 2010. La forêt française, Les résultats issus des campagnes d'inventaire 2005 à 2009, Les résultats pour la région Lorraine, 29 p.

Jacquemyn, H., Butaye, J., Hermy, M., 2001. Forest plant species richness in small, fragmented mixed deciduous forest patches: the role of area, time and dispersal limitation. Journal of Biogeography 28, 801-812.

Jenness Entreprises, 2007 (htpp://www.jennessent.com).

Kadoya, T., 2009. Assessing functional connectivity using empirical data. Population Ecology 51, 5-15.

Kindlmann, P., Burel, F., 2008. Connectivity measures: a review. Landscape ecology 23, 979-990.

Kneeshaw, D., 1995. Effet de la fragmentation des forêts sur le maintien de la biodiversité au Québec. Québec, Ministère des Ressources naturelles du Québec, 88 p.

Koerner, W., Cinotti, B., Jussy, J.H., Benoît, M., 2000. Évolution des surfaces boisées en France depuis le début du XIXème siècle : identification et localisation des boisements des territoires agricoles abandonnés. Revue forestière française 52, 249-269.

Lindner, M., Maroschek, M., Netherer, S., Kremer, A., Barbati, A., Garcia-Gonzalo, J., Seidl, R., Delzon, S., Corona, P., Kolström, M., Lexer, MJ., Marchetti, M., 2010. Climate change impacts, adaptive capacity, and vulnerability of European forest ecosystems. Forest Ecology Management 259, 698-709.

Lord, J.M., Norton, D.A., 1990. Scale and the spatial concept of fragmentation. Conservation Biology 4, 197-202.

Macarthur, R.H., Wilson, E.O., 1967. The Theory of Island Biogeography. Princeton University Press Books.

Matlack, G.R., 1994. Plant species migration in a mixed history forest landscape in eastern North American. Ecology 75, 1491-1502.

Oksanen, J., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, B., Simpson, G.L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., Wagner, H., 2006. Community ecology package - the vegan package - Ordination methods and other usual functions for community and vegetation ecologist. Version 1.8.3 - R-statistics, GPL2 (http://www.cran.r-project.org).

Peterken, G.F., 1981. Woodland conservation and management. Chapman, Hall, London.

Rackham, O., 1980. Ancient woodland. Its history, vegetation and uses in England. Arnold, E., London.

Sciama, D., Augusto, L., Dupouey, J.L., Gonzalez, M., Dominguez, C.M., 2009. Floristic and ecological differences between recent and ancient forests growing on non-acidic soils. Forest Ecology and Management 258, 600-608.

Schmidt, T., Arens, P., Smulders, M.J.M., Billeter, R., Liira, J., Augenstein, I., Durka, W., 2009. Effects of landscape structure on genetic diversity of Geum urbanum L. populations in agricultural landscapes. Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants 204, 549-559.

Spellerberg, I.F., 2002. Ecological Effects of Roads, Land Reconstruction and Management, Volume 2. Science Publishers, 251 p.

Taylor, P.D., Fahrig, L., Henin, K., Merriam, G., 1993. Connectivity is vital element of landscape structure. Oikos 68, 571-573.

Taylor, P.D., Fahrig, L., With, K.A., 2006. Landscape connectivity: a return to the basics. Connectivity conservation, Cambridge University Press, 29-43.

Vellend, M., Verheyen, K., Flinn, K.M., Jacquemyn, H., Kolb, A., Van Calster, H., Peterken, G., Graae, B.J., Bellemare, J., Honnay, O., Brunet, J., Wulf, M., Gerhardt, F. & Hermy, M., 2007. Homogenization of forest plant communities and weakening of species environment relationships via agricultural land use. Journal of Ecology 95, 565-573.

Verheyen, K., Bossuyt, B., Hermy, M., Tack, G., 1999. The land use history (1278-1990) of a mixed hardwood forest in western Belgium and its relationship with chemical soil characteristics. Journal of Biogeography 26, 1115-1128.

Verheyen, K., Fastenaekels, I., Vellend, M., De Keersmaeker, L., Hermy, M., 2006. Landscape factors and regional differences in recovery rates of herb layer richness in Flanders (Belgium). Landscape Ecology 21, 1109-1118.

Young, A., Boyle, T., Brown, T., 1996. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. Trends in Ecology and Evolution 11, 413-418.

Zuidema, P.A., Sayer, J.A., Dijkman, W., 1996. Forest fragmentation and biodiversity: the case for intermediate-sized conservation areas. Environmental Conservation 23, 290-297.

Annexe 1 : Thèmes reconnus sur les Cartes d'Etat-major

Code	Couleur	Nature
1	Vert	Forêt
2	Gris	Vigne
3	Bleu	Prairie
4	Bleu dégradé	Étang + Lac
5	Vert à pois et Vert sans pois	Verger planté sur prairie
6	Jaune à pois et Jaune sans pois	Verger cultivé
7	Divers	Village
8	Bleu foncé	Essart
9	Bleu délavé	Étang d'assec
10	Petit carré toutes couleurs	Doute (Mirecourt…)
11	Jaune, Blanc	Culture
12	Blanc à pois	Verger sur champ de culture
13	Bleu, Rose, Jaune délavé	Pâquis
14	Jaune bleu mélangé	Chaume
15	Points	Gravière
16	Orange	Gravière ?
17	Points sur bleu	Prairie plantée
18	Orange rose	Terre Vaine
19	Vert foncé	Inconnu
20	Tache bleu sur fond vert	Marais
21	Bleu, Blanc délavé	Culture + Chaume
22	Tracé Gris en forme de taches	Carrières
23	Tache brune	Mines

D'après Colette Favre & Régine Cosserat-Mangeot, Mai 2008

Annexe 2 : Liste des points de relevé et leurs coordonnées

Site	X (m)	Y (m)	Région forestière
Blevaincourt_AG	851811	2351449	PA
Blevaincourt_FA	851787	2351695	PA
Blevaincourt_NL	849628	2352841	PA
Blevaincourt_NP	851519	2352171	PA
Crévic_AG	900234	2413454	PA
Crévic_FA	900161	2413859	PA
Crévic_NL	900775	2413201	PA
Crévic_NP	900719	2413910	PA
Emberménil_AG	920578	2414114	PA
Emberménil_FA	920868	2413842	PA
Emberménil_NL	921777	2414029	PA
Emberménil_NP	921374	2413975	PA
Gerbéviller_AG	906909	2392745	PA
Gerbéviller_FA	908212	2394574	PA
Gerbéviller_NL	907765	2395238	PA
Gerbéviller_NP	908021	2395059	PA
Glonville_AG	919867	2395189	PA
Glonville_FA	919961	2395447	PA
Glonville_NL	919621	2394672	PA
Laneuveville_AG	915553	2408688	PA
Laneuveville_FA	915676	2408873	PA
Laneuveville_NL	917273	2408820	PA
Laneuveville_NP	912880	2410846	PA
Vého_AG	920744	2410471	PA
Vého_FA	920548	2410360	PA
Vého_NL	920366	2409331	PA
Vého_NP	920610	2410028	PA
Xivray_AG	846561	2434591	PA
Xivray_FA	846799	2434790	PA
Xivray_NL	846848	2433971	PA
Xivray_NP	846317	2434307	PA
André_AG	810061	2450043	PC
André_FA	810351	2450115	PC
André_NL	809477	2450640	PC
André_NP	809913	2449738	PC
Dammarie_AG	815935	2404078	PC
Dammarie_FA	816145	2404357	PC

Dammarie_NL	817034	2401923	PC
Dammarie_NP	815588	2403855	PC
Erize_AG	818103	2429424	PC
Erize_FA	817628	2428944	PC
Erize_NL	816835	2428975	PC
Erize_NP	816909	2429156	PC
Glonville_NP	920290	2395228	PC
Méligny_AG	829815	2411368	PC
Méligny_FA	829949	2411546	PC
Méligny_NL	830411	2412285	PC
Méligny_NP	830036	2411869	PC
Montiers_AG	813456	2397251	PC
Montiers_FA	815512	2398753	PC
Montiers_NL	814659	2397718	PC
Montiers_NP	813446	2396514	PC
Naives_AG	809613	2427947	PC
Naives_FA	808043	2428274	PC
Naives_NL	811108	2426255	PC
Naives_NP	808125	2428685	PC
St-Germain_AG	844941	2410521	PC
St-Germain_FA	844588	2410422	PC
St-Germain_NL	845604	2408480	PC
St-Germain_NP	846627	2414069	PC
Vavincourt_AG	812902	2428685	PC
Vavincourt_FA	812914	2428955	PC
Vavincourt_NL	812874	2430083	PC
Vavincourt_NP	813442	2429903	PC

FA - forêt ancienne ; AG - forêt agrégée ; NP - forêt nucléée proche ; NL - forêt nucléée loin ; PA : «Plaines argileuses » ; PC : « Plateaux calcaires » ; Projection des coordonnées : Lambert II étendu

Annexe 3 : Fiche de relevé pédologique

Identifiant site : **Type patch :**
Prélèvement échantillon de sol (0 :-5 cm)

Humus :

Couche	Epaisseur (cm)	Recouvrement
Oln		
Olt		
Olv		
OF		
OH		
Nom de l'humus :		

Observation de la prospection à la tarière

Prof. fosse :	Cause arrêt :
Prof. Tarière :	Cause arrêt :
Prof. Plancher :	Nature du plancher :
Prof. Hydromorphie 1 (> 5 taches, diffus) :	
Prof. Hydromorphie 2 (> 40 % taches, assez net) :	
Prof. Hydromorphie 3 (< 20 % de matrice, net) :	

Texture à 5 cm :
% élément grossier sur 50 cm :
Prof. Réaction HCl terre fine :
Prof. Calcaire (> 50 %)

Profil pédologique

						Eléments grossier		Tâche d'hydromorphie			
Horizon	Toit-plancher (cm)	Transition	Couleur	Texture	Structure	Abondance %	Taille ou type	Abondance	Type, couleur	Taille	HCL

Annexe 4 : Fiche de relevé dendrométrique

Identifiant site :

Espèce (deux premières lettres Genre + deux premières lettres Espèce)

Type de patch :

Statut : DO (dominant), codo (codominant), do : dominé

4 m de rayon (d >2,5cm)			**6 m de rayon (d >7,5cm)**			**9 m de rayon (d >12,5cm)**			**15 m de rayon (d >27,5cm)**		
Espèce	Diamètre cm	Statut	Espèce	Diamètre cm	Statut	Espèce	Diamètre cm	Statut	Espèce	Diamètre cm	Statut

-

Annexe 5 : Liste des espèces de la strate herbacée figurant dans l'AFC

Code espèce	Nom de l'espèce	Nombre de citations dans les publications
Abialb	*Abies alba*	0
Acecam	*Acer campestre*	3
Acepla	*Acer platanoides*	3
Acepse	*Acer pseudoplatanus*	3
Adomos	*Adoxa moschatellina*	4
Ajurep	*Ajuga reptans*	4
Anenem	*Anemone nemorosa*	14
Arumac	*Arum maculatum*	4
Athfil	*Athyrium filix-femina*	3
Brasyl	*Brachypodium sylvaticum*	2
Camtra	*Campanula trachelium*	9
Carbet	*Carpinus betulus*	9
Carfla	*Carex flacca*	4
Carpra	*Cardamine pratensis*	1
Carsyl	*Carex sylvatica*	8
Cepdam	*Cephalanthera damasonium*	8
Cirlut	*Circaea lutetiana*	2
Clevit	*Clematis vitalba*	1
Conmaj	*Convallaria majalis*	10
Corave	*Corylus avellana*	10
Corsan	*Cornus sanguinea*	4
Cralae	*Crataegus laevigata*	5
Cramon	*Crataegus monogyna*	5
Dacglo	*Dactylis glomerata*	2
Desces	*Deschampsia cespitosa*	1
Drycar	*Dryopteris carthusiana*	1
Dryfil	*Dryopteris filix-mas*	1
Epimon	*Epilobium montanum*	3
Euoeur	*Euonymus europaeus*	7
Eupamy	*Euphorbia amygdaloides*	3
Fagsyl	*Fagus sylvatica*	1
Fraexc	*Fraxinus excelsior*	1
Fraves	*Fragaria vesca*	1
Galapa	*Galium aparine*	3
Galodo	*Galium odoratum*	3
Galtet	*Galeopsis tetrahit*	3
Gerrob	*Geranium robertianum*	3
Geuurb	*Geum urbanum*	5
Hedhel	*Hedera helix*	4
Lamgal	*Lamium galeobdolon*	9
Ligvul	*Ligustrum vulgare*	3

Lonper	*Lonicera periclymenum*	1
Lonxyl	*Lonicera xylosteum*	1
Luzpil	*Luzula pilosa*	10
Merper	*Mercurialis perennis*	11
Mileff	*Milium effusum*	8
Neonid	*Neottia nidus-avis*	7
Parqua	*Paris quadrifolia*	12
Plachl	*Platanthera chlorantha*	5
Poacha	*Poa chaixii*	4
Poanem	*Poa nemoralis*	1
Polmul	*Polygonatum multiflorum*	11
Poptre	*Populus tremula*	3
Potste	*Potentilla sterilis*	3
Priela	*Primula elatior*	11
Pruavi	*Prunus avium*	7
Pruspi	*Prunus spinosa*	7
Pulobs	*Pulmonaria obscura*	4
Quepet	*Quercus petraea*	3
Querob	*Quercus robur*	3
Ranaur	*Ranunculus auricomus*	8
Ranfic	*Ranunculus ficaria*	8
Ribuva	*Ribes uva-crispa*	3
Rosarv	*Rosa arvensis*	3
Rubcae	*Rubus caesius*	3
Rubfru	*Rubus fruticosus*	3
Samnig	*Sambucus nigra*	1
Solvir	*Solidago virgaurea*	1
Sortor	*Sorbus torminalis*	5
Stasyl	*Stachys sylvatica*	4
Stehol	*Stellaria holostea*	6
Tamcom	*Tamus communis*	1
Tarsp.	*Taraxacum*	1
Tilcor	*Tilia cordata*	4
Ulmmin	*Ulmus minor*	2
Vermon	*Veronica montana*	6
Viblan	*Viburnum lantana*	6
Vibopu	*Viburnum opulus*	2
Vicsep	*Vicia sepium*	2
Viorei	*Viola reichenbachiana*	8

Adaptation d'après Hermy et al. en 1999 pour les espèces de la strate herbacée dont la fréquence d'observation est supérieure à 5. La colonne de droite correspond au nombre de citations de l'espèce comme espèce typique de forêt ancienne dans 22 publications traitant de la différence de composition entre forêt ancienne et forêt récente en Europe de l'ouest.

Résumé

En France, la surface forestière a doublé depuis 150 ans, principalement par boisement des zones autrefois dédiées à l'agriculture (cultures, prairies, landes, etc.). On retrouve alors sur le territoire français des forêts anciennes et des forêts récentes installées sur des terres agricoles abandonnées. Les études antérieures réalisées en Europe occidentale, portant sur les différences écologiques entre les deux types de forêts ont mis en évidence l'existence d'espèces inféodées aux forêts anciennes et au profil écologique particulier (tolérantes à l'ombre, taux de migration faible, stratégie stress-tolérante, etc.). La restauration de la connectivité paysagère en Lorraine offre l'opportunité d'étudier comment la végétation de forêt ancienne recolonise les fragments forestiers récents et quels sont les impacts du mode de formation des forêts récentes (accrétion versus nucléation) et de leur isolement à une forêt ancienne sur la composition et la diversité floristique. Nos résultats mettent en avant un changement dans la composition floristique entre forêt ancienne et forêt récente mais ne présentent pas de différence de richesse spécifique. Le mode de formation des forêts semble influencer significativement la végétation herbacée. La prise en compte de l'isolement dans l'analyse de données, n'a pas mis en évidence un net changement dans la composition floristique entre les deux types de forêts. Les résultats obtenus indiquent que malgré l'augmentation des surfaces forestières, la connectivité fonctionnelle entre les fragments forestiers n'est pas effective en terme de diversité, démontrant ainsi l'importance de la présence de corridors forestiers pour faciliter la migration des espèces végétales.