



Mémoire de stage

Master 2 Ecologie comportementale, évolution, biodiversité

Directeurs de formation : Jérôme CASAS et Elisabeth HUGUET

Année 2012-2013

Influence de l'exploitation et de la structure forestière sur les communautés d'oiseaux et de chauve-souris

Aurélie BOUVET

Sous la direction de Yoan PAILLET et de Frédéric ARCHAUX

Stage réalisé du 7 janvier 2013 au 30 août 2013

Mémoire soutenu le 14 juin 2013



Faculté d'origine

Université François Rabelais
U.F.R. Sciences et Techniques
Parc Grandmont
37200 TOURS
Tél : 02 47 36 70 30

Service Universitaire de Formation Continue
60 rue du Plat d'Etain
BP12050
37020 Tours Cedex
Téléphone : 02.47.36.81.31

Encadrants universitaires

Jérôme CASAS
Institut de Recherche en Biologie de l'Insecte
IRBI UMR CNRS 6035
Université de Tours
37200 Tours
Tél : 02 47 36 69 78
jerome.casas@univ-tours.fr

Elisabeth HUGUET
UMR CNRS 7261
Faculté des Sciences et Techniques
Parc Grandmont
Université de Tours
37200 Tours
Tél : 02 47 36 69 66
elisabeth.huguet@univ-tours.fr



Entreprise d'accueil

Centre IRSTEA
Domaine des Barres
45290 Nogent-sur-vernisson
Tél : 02 38 95 03 30

Encadrants de stage

Yoan PAILLET
Ingénieur de recherche
IRSTEA
Equipe Biodiversité
Domaine des Barres
45290 Nogent-sur-vernisson
Tél : 02 38 95 03 43
yoan.paillet@irstea.fr

Frédéric ARCHAUX
Ingénieur chercheur
Chef d'équipe Biodiversité
IRSTEA
Equipe Biodiversité
Domaine des Barres
45290 Nogent-sur-vernisson
Tél : 02.38.95.66.79
frederic.archaux@irstea.fr

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier tout d'abord Yoan Paillet, qui m'a permis de prendre part au projet GNB et m'a encadré tout au long de cette étude. Je le remercie pour ses enseignements, son implication dans l'encadrement, et surtout pour sa patience sans égale !

Merci à Frédéric Archaux, qui m'a également encadré et guidé tout au long de ce stage. Merci à lui de m'avoir fait partager ses connaissances naturalistes et scientifiques.

Merci à tous les deux pour vos conseils judicieux dispensés tout au long de cette étude.

Merci à Laurent Tillon qui a assuré la partie chiroptères de ce rapport et qui m'a fait profiter de son savoir. Merci à lui de m'avoir offert l'opportunité d'assister à la capture et à l'écoute de chiroptères, et merci encore pour ses conseils salvateurs de dernière minute.

Merci à Hilaire Martin qui m'a aidé à dompter ArcGis.

Merci à Baptiste Regnery pour nos discussions et échanges de mails, qui m'ont donné de la matière pour le démarrage.

Merci à Coryse Pernot, qui m'a été d'une aide précieuse pour mener à bien ce rapport.

Merci à toute l'équipe d'IRSTEA de m'avoir accueillie si chaleureusement.

Merci à Elisabeth Huguet qui m'a guidée dans le choix de ce master, merci à elle et à Jérôme Casas de m'avoir donné l'opportunité d'intégrer leur Master.

Merci à l'équipe du SUFCO de Tours, réactive et compétente, pour la mise en place de cette formation et de ce stage.

Merci au SUFCO de Tours, à la Région Centre et à Pole Emploi, et en particulier à William, pour le financement et la mise place de la formation puis du stage.

D'une manière plus générale, merci à toutes les personnes qui ont contribué au projet GNB, les décideurs, ainsi que tous les agents ONF et RNF ayant pris part à cette entreprise. Et enfin, merci à toutes les personnes qui ont effectué les relevés, qui ont permis à ce projet d'exister.

TABLE DES MATIERES

REMERCIEMENTS.....	3
TABLE DES MATIERES	4
LISTE DES FIGURES	5
LISTE DES TABLEAUX	5
LISTE DES ANNEXES.....	5
SIGLES ET ABREVIATIONS.....	6
PRESENTATION DE L'ENTREPRISE	7
AVANT PROPOS.....	10
1. INTRODUCTION.....	11
2. Matériel et méthodes.....	14
2.1. Sites d'étude et plan d'échantillonnage	14
2.2. Mesures des variables environnementales	15
2.2.1. Variables de structure.....	15
2.2.2. Variables de gestion	16
2.2.3. Variables paysagères	17
2.3. Mesures des variables biodiversité	17
2.3.1. Avifaune	17
2.3.2. Chiroptères.....	18
Protocole chiroptères	18
2.4. Analyses statistiques	19
2.4.1. Variables réponse.....	20
2.4.2. Variables explicatives	20
2.4.3. Exploration de données	20
2.4.4. Choix du modèle statistique.....	21
2.4.5. Analyse de données	21
2.4.6. Sélection des modèles	22
3. Résultats	24
3.1. Avifaune.....	24
3.2. Chiroptères.....	24
4. Discussion.....	26
4.1. Effet de la structure.....	26
4.2. Effet de la gestion	28
4.3. Effet des variables paysagères	29
4.4. Conclusion de l'étude.....	30
4.5. Conseils de gestion.....	31
BIBLIOGRAPHIE.....	34
RESUME.....	39

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Organigramme du centre IRSTEA de Nogent-sur-Vernisson

Figure 2 : Répartition des massifs GNB en 2013

Figure 3 : Schéma général d'une placette selon le protocole dendrométrique (Ø1.30m)

Figure 4 : Répartition du volume de bois mort dans les forêts exploitées (MAN) et non exploitées (UNM)

Figure 5 : Réponse de la richesse des insectivores en fonction de la densité de bois vivant (ha)

Figure 6 : Réponse de la richesse des nicheurs au sol en fonction de la densité de bois vivant (ha)

Figure 7 : Réponse de la richesse des généralistes à la modalité forêt exploitée/non exploitée

Figure 8 : Réponse de la richesse des omnivores à la modalité forêt exploitée/non exploitée

Figure 9 : Réponse de la richesse des cavicoles à la modalité forêt exploitée/non exploitée

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Distribution des variables explicatives

Tableau 2 : Liste des massifs et nombre de placettes utilisées pour l'étude des chiroptères et de l'avifaune

Tableau 3 : Résultats des meilleurs modèles statistiques pour l'avifaune et les chiroptères

LISTE DES ANNEXES

Annexe A : Caractéristiques des massifs étudiés du projet GNB

Annexe B : Calculs des variables dendrométriques

Annexe C : Liste des espèces de l'avifaune et leurs traits fonctionnels

Annexe D : Liste des espèces des chiroptères et leurs traits fonctionnels

Annexe E : Sélection des modèles avec les variables affinées

SIGLES ET ABBREVIATIONS

AIC : Akaike Information Criterion
AICc : Corrected version of Akaike Information Criterion
CEMAGREF : Centre National du Machinisme Agricole, du Génie Rural et des Eaux et Forêts
CMPFE : Conférence Ministérielle pour la Protection des Forêts en Europe
CNEEMA : Centre National d'Etudes et d'Expérimentations du Machinisme Agricole
CNRS : Centre National de la Recherche Scientifique
CRBPO : Centre de Recherches par le Baguage des Populations d'Oiseaux
CRPF : Centres Régionaux de la Propriété Forestière
CTGREF : Centre technique du Génie Rural des Eaux et Forêts
DATAR : Délégation interministérielle à l'Aménagement du Territoire et à l'Attractivité Régionale
DBH : Diameter at Breast Height
EPS : Echantillonnages Ponctuels Simples
EPST : Etablissement Public à Caractère Scientifique et Technologique
FNE : France Nature Environnement
GLM : Generalized Linear Model
GLMM : Generalized Linear Mixed Model
GNB : Gestion forestière, Naturalité et Biodiversité
IFN : Institut Forestier National
IGD : Indicateurs de Gestion Durable
IGN : Institut National de l'Information Géographique et Forestière
INRA : Institut National de la Recherche Agronomique
IRD : Institut de Recherche et Développement
IRSTEA : Institut National de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture
MAAF : Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt
MCD30 : Mammifères Chiroptères Détection point d'écoute de 30 minutes
MEDDE : Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie
MESR : Ministère de l'Enseignement supérieur et de la Recherche
ONEMA : Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques
ONF : Office National des Forêts
RBI : Réserve Biologique Intégrale
RNF : Réserves Naturelles de France
RS : Richesse Spécifique
SENP : Protocole de Suivi des Espaces Naturels Protégés
STOC-EPS : Suivi Temporel des Oiseaux Communs, Echantillonnages Ponctuels Simples
TR : Thèmes de Recherche
UICN : Union Internationale pour la Conservation de la Nature
UMR : Unités Mixtes de Recherche
UNM : Non exploité

PRESENTATION DE L'ENTREPRISE

En 1981, le Centre technique du Génie Rural des Eaux et Forêts (CTGREF) et le Centre National d'Etudes et d'Expérimentations du Machinisme Agricole (CNEEMA) fusionnent pour donner naissance au CEMAGREF (Centre National du Machinisme Agricole, du Génie Rural et des Eaux et Forêts). Suite à l'évolution des missions confiées à cet organisme depuis 1981, le CEMAGREF est devenu IRSTEA (Institut National de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture) en 2011. En effet, les problématiques de mécanisation et d'aménagement rural ont progressivement muté vers des questions agro-environnementales et vers des enjeux liés au développement durable. A présent, les travaux effectués par IRSTEA traitent majoritairement des systèmes environnementaux continentaux dans la perspective de la gestion durable des eaux et des territoires. L'organisme se charge également de créer des méthodes et des innovations technologiques dans le but de faciliter l'aide à la décision et la gestion des milieux naturels et des systèmes de production associés. Ainsi, les trois thématiques suivantes sont clairement identifiées : les eaux, les territoires ainsi que les écotecnologies. Elles sont elles-mêmes divisées en thèmes de recherche, au nombre total de 12, mises en œuvre par une ou plusieurs unités. www.irstea.fr/la-recherche/unites-de-recherche

IRSTEA possède le statut d'établissement public à caractère scientifique et technologique (EPST) parmi lesquels on retrouve par exemple l'Institut de Recherche et Développement (IRD), l'Institut National de Recherche Agronomique (INRA) ou encore le Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS) pour ne citer qu'eux. L'organisme est placé sous la double tutelle du Ministère de l'Enseignement supérieur et de la Recherche (MESR) et du Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt (MAAF). Dans le cadre de sa mission d'appui aux services publics, IRSTEA possède également des conventions ou des accords avec le Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie (MEDDE), la Délégation interministérielle à l'Aménagement du Territoire et à l'Attractivité Régionale (DATAR), l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA), et l'Office National des Forêts (ONF).

IRSTEA est réparti sur 9 centres de recherche à travers tout le territoire métropolitain, parmi lesquels se trouvent 24 unités de recherche dont 5 unités mixtes de recherche (UMR). La Direction générale d'IRSTEA est localisée sur le site d'Anthony. Ce sont près de 1750 personnes qui travaillent à IRSTEA, statutaires et contractuels, dont 700 ingénieurs et chercheurs, 250 ingénieurs contractuels, 250 doctorants, 40 post-doctorants.

Le centre IRSTEA de Nogent-sur-Vernisson est implanté sur le Domaine forestier des Barres, ancien site légué à l'État en 1936, par la famille Vilmorin. IRSTEA partage le site avec le LEGTA Le Chesnoy-Les Barres, l'Inventaire Forestier de l'IGN (anciennement IFN), et l'ONF, qui gère l'Arboretum des Barres.

Le centre IRSTEA de Nogent-sur-Vernisson est composé d'une unique unité de Recherche entièrement dédié aux écosystèmes forestiers.

ORGANIGRAMME Nogent-sur-Vernisson

Directeur régional Centre et Bourgogne : Michel PENEL
Adjoint : Christian GINISTY

Services généraux (SGNO)

Responsable des services administratifs et financiers

Jean Pascal BARRAU

Gestion des ressources humaines

Jean Pascal BARRAU

Comptabilité - budget - finances

Sylvie BOURGEOIS

Secrétariat des équipes

Dominique BALLON

Josette BAPTISTE

Informatique et systèmes d'information

Gilles BERGEVIN

Philippe GUILLEMARD

Documentation - Communication

Sonia LAUNAY

Logistique

Responsable

Marie-Charlotte SAVALLI

Franck STOCCHERO

Nicole DESSENNES

Conseillère de prévention :

Marie-Charlotte SAVALLI

Assistants de prévention :

Catherine MENUET

Gilles BERGEVIN

Benoît NUSILLARD

Unité de recherche Ecosystèmes forestiers

Directeur d'unité : Christian GINISTY

Adjoint : Philippe BALLON

Equipe BIODIVERSité - BIODIV

Chef d'équipe : Frédéric ARCHAUX

Ingénieurs/Chercheurs : Marie BALTZINGER, Isabelle BILGER, Christophe BOUGET, Richard CHEVALIER, Emmanuelle DAUFFY-RICHARD, Yann DUMAS, Frédéric GOSSELIN, Marion GOSSELIN, Yoan PAILLET

Techniciens/Assistants-ingénieurs : Hilaire MARTIN, Carl MOLIARD, Aminata NDIAYE-BOUBACAR, Benoît NUSILLARD

CDD : Coryse PERNOT

Doctorants : Samantha BAILEY, Guilhem PARMAIN, Liping WEI, Anne VILLEMEY

Equipe Interactions Forêt Ongulés Activités humaines-FONA

Chef d'équipe : Philippe BALLON

Ingénieurs/Chercheurs : Christophe BALTZINGER, Jean-Pierre HAMARD, Anders MARELL, Agnès ROCQUENCOURT

Techniciens/Assistants-Ingénieurs : Rachel BARRIER, Yves BOSCARDIN

Doctorant : Mélanie PICARD

Post-doctorant : Aurélie ALBERT

Equipe forêts hétérogènes-ForHet

Chef d'équipe : Nathalie KORBOULEWSKY

Ingénieurs/Chercheurs : Phillippe BALANDIER, Yann DUMAS, Thomas PEROT, Patrick VALLET

Techniciens/Assistants-Ingénieurs : Catherine MENUET, Sandrine PERRET, Vincent SEIGNER

CDD: Sébastien MACE, Yannick SAAS

Doctorants : Maude TOIGO, Rémy GOBIN

Groupe Diversité Adaptative des Arbres Forestiers – GEeDAAF

Chef de groupe : Eric COLLIN

Ingénieurs/Chercheurs : Patrick BALDET, Aurélien BROCHET, Gwenaël PHILIPPE

Techniciens/Assistants-ingénieurs : Vincent BOURLON, Pascal CROIZET, Stéphane MATZ

CDD : Florian HULIN, Cécile JOYEAU

Figure 1 : Organigramme du centre IRSTEA de Nogent-sur-Vernisson

Parmi les 12 thèmes de recherche (TR), l'unité de recherche de Nogent-sur-Vernisson s'inscrit dans le défi « qualité environnementale », par le biais du TR SEDYVIN. Il se concentre sur la gestion durable des écosystèmes terrestres, par le maintien des services directs à l'homme (bois, carbone...) et des services écosystémiques non marchands (biodiversité, paysage...), mais également sur la prévention des risques naturels associés à ces écosystèmes (incendies de forêts, érosion, avalanches...). Dans le cadre de SEDYVIN, 4 axes sont abordés au centre de Nogent : 1 - Dynamiques, gestion des systèmes écologiques et conservation ; 2 - Vulnérabilité des systèmes écologiques terrestres aux perturbations et aux changements globaux ; 3 – Risques, écosystèmes et territoires ; 4 - Qualités des milieux, indicateurs écologiques, suivi et monitoring des écosystèmes, des habitats et de la biodiversité.

L'unité IRSTEA de Nogent-sur-Vernisson est composée des 4 équipes: l'équipe biodiversité (BIODIV), l'équipe interactions Forêts-ONGulés Activités Humaines (FONA), l'équipe Forêts Hétérogènes (FORHET) ainsi que le groupe Diversité adaptative des arbres forestiers (GEEDAF). Mon stage s'est effectué au sein de l'équipe Biodiversité, dirigée par Frédéric ARCHAUX. Elle se compose de onze ingénieurs et chercheurs, de quatre techniciens et assistants-ingénieurs, de quatre doctorants, ainsi que de plusieurs stagiaires. Une dizaine de projets est actuellement en cours au sein de l'équipe, parmi lesquels se groupe le projet Gestion forestière, Naturalité et Biodiversité (GNB) sur lequel porte l'objet du stage réalisé (<http://gnb.irstea.fr>).

AVANT PROPOS

En 2008, IRSTEA, conjointement avec l'ONF, RNF et l'INRA, met en place le projet «Gestion forestière, Naturalité et Biodiversité » (GNB). Le but est d'étudier l'impact de l'arrêt d'exploitation forestière sur la biodiversité en comparant des forêts exploitées et non exploitées (réserves forestières). Ces dernières sont soit des Réserves Biologiques Intégrales (ONF) soit des Réserves Naturelles dotées d'une partie Intégrale (RNF).

Pour ce faire, le projet utilise une approche multi-taxinomique en s'intéressant à 7 groupes supposés avoir des réponses différentes à la gestion forestière classique. Sont étudiés : les plantes vasculaires, les bryophytes, les champignons lignicoles, les chiroptères, l'avifaune, les coléoptères carabiques et saproxyliques. En tout, 213 placettes sont réparties dans 15 massifs différents, 6 en montagne et 9 en plaine, en France métropolitaine pour l'étude des groupes cités.

Le projet est défini selon 3 grands objectifs:

- Etablir le lien qu'il existe ou non entre l'arrêt de l'exploitation d'une forêt et son impact sur la biodiversité, puis de confronter les résultats à la littérature internationale;
- Tester les indicateurs directs et indirects de la biodiversité en fonction de l'intensité de gestion
- Définir des méthodologies standardisées en testant des protocoles d'échantillonnage et des méthodes statistiques propres à ce type de données.

A l'heure actuelle, les données principales sont acquises et une synthèse globale a déjà été menée par Pernot (2012). Cette dernière présente distinctement l'impact de l'arrêt d'exploitation forestière sur la structure des peuplements forestiers d'une part, et sur la biodiversité, *via* la richesse spécifique par groupe taxonomique, d'autre part.

Dans le but d'approfondir les résultats observés, ce présent rapport s'attache à faire le lien entre les éléments de structure et la biodiversité, à travers les communautés d'oiseaux et de chiroptères.

1. INTRODUCTION

Avec 10% d'augmentation en surface en un quart de siècle, la forêt Française est en nette progression en France. La surface forestière est estimée selon l'IFN à 16,3 millions d'hectares -soit environ 29% du territoire métropolitain- dont 15,3 millions d'hectares (95%) sont dédiés à la production (IGN – campagnes 2007 à 2011, www.ign.fr).

L'exploitation de la forêt pour le bois est une source de revenus importante pour notre Pays. Cependant, au-delà des intérêts économiques, nos forêts possèdent également une haute valeur biologique puisque 80% de la biodiversité mondiale se trouve dans ces écosystèmes. En France, on considère que 20 à 30% des mammifères et oiseaux nicheurs sont inféodés à ce milieu (Gosselin et al., 2008).

La biodiversité -ordinaire et extraordinaire- a bénéficié d'une importante prise de conscience depuis le séminaire intergouvernemental sur les critères et indicateurs, à Helsinki –Finlande– en 1996. La nécessité de mettre en place diverses mesures est apparue : gérer la forêt durablement, protéger les forêts à haute valeur biologique et restaurer celles qui sont dégradées (Vallauri et al., 2002). La notion de préservation et de restauration des forêts implique de connaître l'état initial ou l'état de référence du milieu, qui n'existe malheureusement pas en France : la majeure partie des forêts est caractérisée par des stades plutôt jeunes. Les forêts primaires ont quasiment toutes disparu d'Europe. En France, les forêts à caractère naturel ne représentent que 0,3% de la surface forestière totale (Frémont et al., 2010). Dans le but de préserver et d'étudier ce patrimoine, divers moyens de protection ont été mis en place tels que les réserves intégrales. Dans ces espaces protégés, les interventions humaines sont réduites voire inexistantes pour recréer une dynamique spontanée du milieu. Elles permettent notamment de suivre l'évolution naturelle d'une forêt et de la biodiversité qui la compose. La structure¹ et la composition d'une forêt en développement spontané vont évoluer différemment d'une forêt où le bois est exploité, permettant d'envisager une modification progressive des cortèges d'espèces. Dans leur méta-analyse, Paillet et al. (2010) observent que la richesse totale tend à être plus forte au profit des peuplements non exploités, en fonction de l'ancienneté de la date de dernière coupe.

De nombreux auteurs laissent entendre que la non-exploitation, par la mise en réserve intégrale par exemple, est une mesure à privilégier pour préserver la biodiversité menacée par l'exploitation forestière traditionnelle. Ces zones protégées peuvent s'avérer essentielles pour la conservation durable des espèces et des habitats. Il reste cependant à démontrer que ces réserves, au regard de leur taille et de leur fractionnement sur le territoire, jouent effectivement un rôle dans le maintien d'espèces. Bengtsson (1998) suggère qu'il est plus important de comprendre les relations mécanistes entre les groupes fonctionnels et l'écosystème. On peut donc penser que les réserves

¹ Structure des peuplements forestiers : répartition et quantification spatiale des arbres de manière verticale –stratification du houppier- et horizontale -diamètres, éloignement inter-individu, couverture de la canopée.

existantes ne sont pas une fin en soit, et qu'il faut trouver les relations qui unissent ces espèces à leur milieu.

Gosselin et al. (2008) précisent que dans les forêts tempérées européennes, 34% des mammifères forestiers et 11% des oiseaux forestiers sont menacés. Il est nécessaire d'identifier les mécanismes qui influencent la répartition de cette biodiversité pour pouvoir la préserver. La modalité de gestion (exploité/non exploité) est un premier élément de réponse. En effet, les forêts non exploitées sont caractérisées par des volumes de bois mort plus importants, des arbres gros et vieux, des arbres en décomposition (Bobiec, 2002; Nilsson et al., 2002; Paillet et al., 2010; Pernot, 2012). Gosselin et al. (2008) soulignent l'importance du bois mort pour l'écosystème forestier puisque ¼ des espèces forestières a besoin de cet élément au cours de son cycle de vie. Les vieux arbres, porteurs d'habitats (cavités, fentes...) sont également capitaux pour la biodiversité car ils fournissent le gîte et le couvert à de nombreuses espèces (Gosselin et al., 2010).

Pernot (2012) avait particulièrement étudié l'impact de la modalité forêt exploitée/non exploitée sur la richesse totale des chiroptères et de l'avifaune dans le cadre du projet GNB. Ces résultats ne permettent pas d'affirmer qu'il n'existe pas de variables environnementales pouvant expliquer les variations d'abondance et de diversité de ces deux groupes taxonomiques, sur ce dispositif.

Comme le gradient d'exploitation ne semble pas être le meilleur facteur explicatif des différences de biodiversité, l'analyse conjointe de la structure et de la biodiversité peut nous fournir des résultats plus satisfaisants. Cela confirme également qu'il est plus intéressant dans ce cas de travailler par groupes fonctionnels pour étudier plus précisément les spécificités des forêts exploitées et des forêts non exploitées.

Pour certains groupes, c'est la richesse de la structure proposée plus que la ressource alimentaire représentée par la phytomasse, qui favorise l'établissement des espèces (Otto, 1998). C'est le cas de l'avifaune et des chiroptères, qui occupent une place équivalente dans le réseau trophique. Pour ces espèces volantes, la structure forestière est donc un élément capital.

L'étagement de la végétation, les différentes classes d'âges des arbres et le mélange des essences permettent notamment à de nombreuses espèces de se côtoyer dans un même massif forestier (Otto, 1998).

Au sein d'un même taxon, les traits de vie sont extrêmement variables, faisant de chaque espèce un cas particulier. La richesse spécifique, ne tient pas non plus compte de ces traits lorsqu'elle est utilisée pour une communauté (Bengtsson, 1998). De plus, les espèces ayant les mêmes adaptations morphologiques, notamment pour les ailes des chiroptères (Jung et al., 2012), auront des réponses similaires à des éléments de structure. Il a ainsi été choisi de classer les espèces par groupes fonctionnels. Cette classification permet d'avoir des réponses plus claires que pour une communauté entière, et les résultats sont ainsi fondés sur des mécanismes écologiques (Kotze et al., 2004). Dans ce rapport, nous tenterons ainsi de voir quels sont les éléments de la structure forestière qui agissent sur la richesse spécifique de l'avifaune et des chiroptères, par groupes fonctionnels.

Au regard des précédentes études, pour l'avifaune, nous émettons l'hypothèse que les variables de structure jouent un rôle plus important sur la biodiversité que les variables paysagères, sauf pour les espèces généralistes et les omnivores (Pearman, 2002; Zhang et al., 2012), plus opportunistes. Ainsi, nous pensons que la spécialisation des espèces forestières (Linden et al., 2012), les insectivores, ainsi que les cavicoles (Nikolov, 2009) vont répondre de manière favorable aux variables générales de bois mort, de par leur utilisation directe ou indirecte de celui-ci. Le bois vivant serait quant à lui plutôt favorable aux herbivores et aux nicheurs arboricoles. Les nicheurs au sol serait plutôt conditionnés par des valeurs de densité de bois mort ou vivant (Nikolov, 2009), couplé à des variables paysagères comme l'indice de stratification verticale (Zhang et al., 2012).

Concernant les chiroptères, nous pensons que les variables paysagères (Humes et al., 1999; Menzel et al., 2002; Verboom et al., 1999) cumulées à un faible indice de stratification verticale tiendront un rôle important pour les chiroptères (Brandt et al., 2007b). Nous nous attendons à ce que le bois vivant influence positivement la richesse glaneurs. Si tel est le cas, en particulier pour la densité, les classes de bois en fonction de la taille seront détaillées pour distinguer l'influence du petit et du gros bois, qui correspondent à des pratiques de gestion. Le rôle des bois vivants ne se limite pas à sa quantité et souhaitons intégrer une variable prenant en compte la composition des peuplements en étudiant la richesse en essence des peuplements.

Dans une moindre mesure, nous pensons que les variables de bois mort pourraient être positivement associées aux autres variables pour tous les groupes fonctionnels de chiroptères, puisque le bois mort est nécessaire pour leur alimentation et la présence de gîtes.

Pour l'avifaune et les chiroptères, nous incluons des variables de gestion, car nous pensons que chaque réponse sera modulée en fonction de l'ancienneté de la dernière coupe (Crampton et al., 1998).

Au-delà des connaissances sur ces deux groupes taxonomiques, il s'agit également de cerner les éléments de la structure forestière qui influencent la biodiversité, pour pouvoir ensuite proposer des mesures de gestion cohérente avec la préservation de ce patrimoine de diversité biologique.



Figure 2 : Répartition des massifs GNB en 2013

2. Matériel et méthodes

2.1. Sites d'étude et plan d'échantillonnage

Pour l'échantillonnage des 7 groupes taxonomiques du projet GNB, des placettes permanentes ont été mises en place sur des parcelles exploitées et non exploitées de différents massifs de plaine et de montagne en France métropolitaine. Les sites d'études ont été choisis en fonction de la localisation des réseaux des Réserves Biologiques Intégrales et des Réserves Naturelles Nationales dotée d'une partie intégrale. Les parcelles non exploitées sont situées sur ces réserves. Les massifs candidats ont d'abord subi une présélection en fonction de leur type de peuplement (exclusion des peuplements allochtones par exemple), le dernier acte de gestion doit remonter à 20 ans minimum pour les parcelles non exploitées; il doit exister une cohérence stationnelle entre les parcelles exploitées et les parcelles non exploitées, pour pouvoir ensuite les comparer. Les massifs de plaine sont au nombre de 9 massifs et les massifs de montagne au nombre de 6 (figure1). Les caractéristiques de chaque massif se trouvent en annexes A.

Chaque massif est caractérisé par un maillage de placettes existant et mis en place par le gestionnaire (pour le suivi des parcelles par exemple) ou créé par IRSTEA pour le projet GNB. Un tirage au sort est ensuite effectué. Pour pouvoir comparer les parcelles exploitées et non exploitées dans les meilleures conditions possibles, il est nécessaire de les apparier par binôme sous contrainte stationnelle où les conditions édaphiques et climatiques sont sélectionnées (type de sol, pente, exposition). Selon l'ordre du tirage effectué et la vérification des différents critères sur le terrain, les placettes sont définitivement installées pour le projet.

Le nombre total de placettes par massif varie en fonction de la surface de la réserve forestière. Le projet GNB comporte 213 placettes en totalité, réparties sur 15 massifs.

Tableau 1 : Distribution des variables explicatives

Variables	Exploité			Non-exploité		
	min	max	moyenne	min	max	moyenne
Last.Cut	0	76	9.36	8	147	44.66
dist_lis_int	0	451.00	90.02	0	419	108.05
strat_Aa	15	175.00	96.11	45	135	97.31
PourcArbo1000m	59.6	99.99	87.95	45.28	99.84	88.52
N.BV.ha	0	1624.29	528.88	0	2165.96	634.43
V.BV	0	489.00	212.11	0	640.74	246.73
N.BMD.ha	0	541.13	77.40	0	795.77	71.53
N.S.ha	0	533.17	60.56	0	214.86	17.04
V.BMD	0	49.57	5.65	0	158.92	22.2
V.S	0	23.04	2.08	0	16.98	0.98
V.BMS	0	79.20	12.90	0	287.93	40.01
V.BM	0	117.24	18.56	0	371.16	62.21
N.C.ha	0	190.99	16.84	0	795.77	54.49
V.C.ha	0	48.44	3.58	0	158.92	21.22
RS.essence	0	7.00	3.19	0	7	3.45

Date de la dernière coupe (Last.Cut), distance à la lisière interne la plus proche (dist_lis_int), indice global d'encombrement (strat_Aa), pourcentage de forêt 1km autour de la placette (PourcArbo1000m), densité de bois vivant à l'hectare (N.BV.ha), volume de bois vivant à l'hectare (V.BV), densité de bois mort debout à l'hectare (N.BMD.ha), densité de souches à l'hectare (N.S.ha), volume de bois mort debout à l'hectare (V.BMD), volume de souches à l'hectare (V.S), volume de bois mort au sol à l'hectare (V.BMS), volume de bois mort total à l'hectare (V.BM), densité de chandelles à l'hectare (N.C.ha), volume de chandelles à l'hectare (V.C.ha), nombre d'essences par placettes (RS.essence).

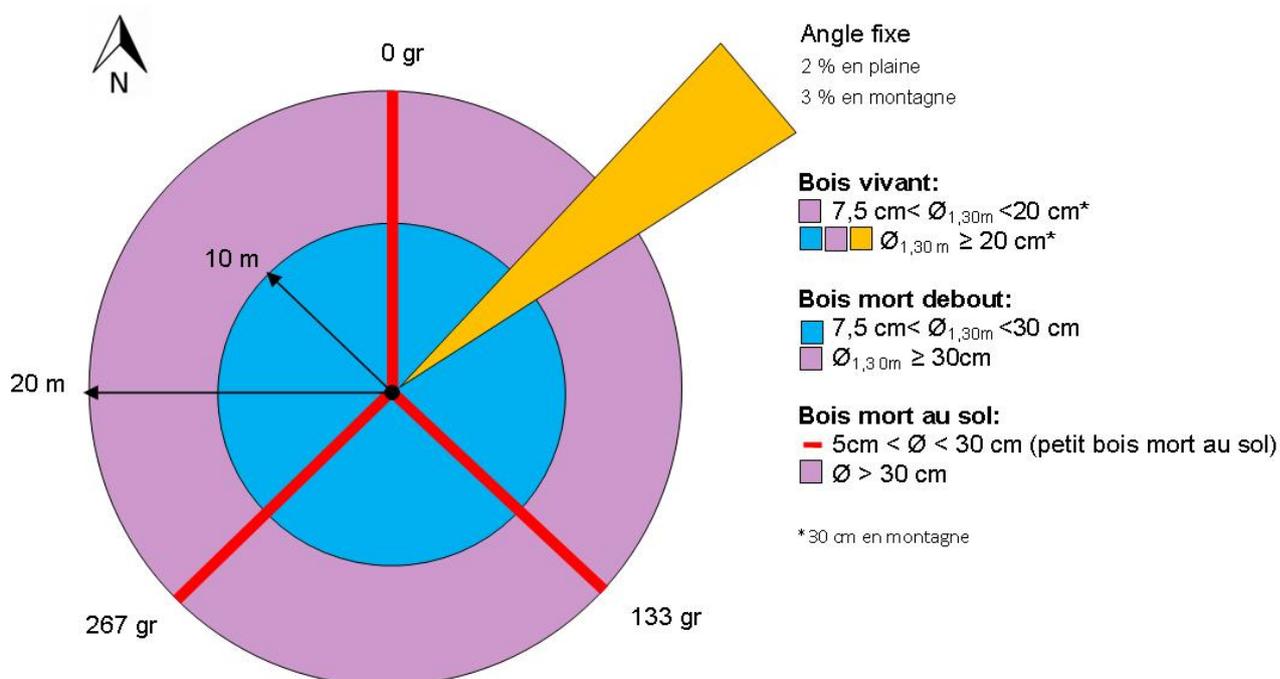


Figure 3 : Schéma général d'une placette selon le protocole dendrométrique (Ø_{1,30m})

Sur site, la placette est géoréférencée puis matérialisée de manière permanente sur le terrain par des piquets métalliques, une borne de géomètre, et tout autre signe permettant d'identifier la placette GNB et de retrouver son centre rapidement sur le terrain.

2.2. Mesures des variables environnementales

Les variables environnementales correspondent aux variables explicatives - variables X - de l'étude. Elles se divisent en trois catégories : les variables de structure dendrométrique, les variables de gestion ainsi que les variables paysagères.

Au sein d'une même variable, il existe une forte variation des données qui est expliquée par le fait d'être en plaine ou en montagne. Ainsi, la co-variable altitude (plaine/montagne) a été ajoutée dans les modèles pour prendre en compte les différences de conditions environnementales.

A l'exception des variables qualitatives *gestion* (Exploité/non exploité) et *altitude* (plaine/montagne), toutes les variables utilisées sont quantitatives (tableau 1)

2.2.1. Variables de structure

Protocole dendrométrique

Le protocole dendrométrique du projet GNB est adapté du Protocole de Suivi des Espaces Naturels Protégés (SENP) de (Bruciamacchie, 2005b). Il permet de quantifier les bois vivants et morts sur la placette et vise également à caractériser la composition du peuplement.

Pour cela neuf zones sont délimitées au sein d'une même placette, et correspondent chacune à des relevés dendrométriques différents : trois transects de 20m de long, un cercle de 10m de rayon, un cercle de 20m de rayon, ainsi qu'une zone à angle fixe (de 2% en plaine et de 3% en montagne) définie à l'aide d'un relascope (figure 3).

Selon la sous-placette en présence, différents types de bois sont échantillonnés :

Pour **les bois vivants**, les diamètres sont mesurés à hauteur de poitrine (1,30m). Cette mesure est communément appelée DBH (diameter at breast height) en anglais.

Les arbres dont le diamètre est compris entre 7,5cm et 20cm (contre 30cm en montagne) sont échantillonnés sur la placette de 10m de rayon. Ceux dont le diamètre est supérieur à 20cm (30cm en montagne) sont comptabilisés à partir de l'angle relascopique² (exemple : en plaine, un arbre de 60cm sera relevé jusqu'à 30m de distance du centre de la placette. En montagne, un arbre de 60cm sera comptabilisé jusqu'à 20m de distance du centre de la placette).

Le bois mort debout comprend les souches (hauteurs <1m), les chandelles (>1m), et les arbres morts sur pied et sont identifiés comme tels lors des relevés. Les arbres dont le diamètre est

² A partir du centre de la placette, le relascope est tenu à une distance fixe de l'œil, et les arbres dont le diamètre est supérieur à 20cm (30cm en montagne) seront comptabilisés si en visuel, le tronc est plus grand que l'encoche ou de même taille.

compris entre 7,5cm et 30cm, sont échantillonnés dans la surface fixe de 10m ; ceux dont le diamètre est supérieur sont échantillonnés dans la surface fixe de 20m. Pour chaque arbre échantillonné on mesure la hauteur et le diamètre.

Le bois mort au sol dont le diamètre est compris entre 5 et 30 cm sont échantillonnés le long de trois transects de 20m de long. La mesure du diamètre est prise à l'endroit où le bois coupe le transect. Le bois dont le diamètre est supérieur à 30 cm est mesuré dans la surface fixe de 20m de rayon. Si un morceau de bois est supérieur à 5 m de long, il est nécessaire de le billonner (découper en tronçons) pour le comptabiliser. (Bruciamacchie, 2005a). La longueur en mètre des bois est relevée ainsi que trois mesures de diamètre (initial, médian et final).

Calcul des variables dendrométriques

A partir des relevés dendrométriques, les variables dérivées suivantes ont été calculées: les densités et les volumes de bois vivant et mort à l'hectare, ainsi que la surface terrière des bois vivants.

Les mesures des diamètres ont permis de définir des classes de bois vivant et mort : très gros bois ($\varnothing_{1,30} \geq 67.5\text{cm}$), gros bois vivants ($47.5 \text{ cm} \leq \varnothing_{1,30} < 67.5\text{cm}$), bois vivants moyens ($22.5\text{cm} \leq \varnothing_{1,30} < 47.5\text{cm}$) et petits bois vivants ($\varnothing_{1,30} < 22.5\text{cm}$). Les densités de bois, mesurées à l'hectare, sont calculées à partir du diamètre de l'arbre et du rayon de la surface fixe (par rapport au centre de la placette). La surface terrière correspond à la somme des surfaces des sections des arbres vivants, mesurés à 1,30m exprimée en m².

Le volume est estimé grâce aux tables de cubage des arbres de Dagnelie et al. (1999), qui s'applique différemment en fonction de l'essence. Il s'exprime en m³/ha.

Le détail de ces calculs se trouve en annexe B.

La stratification verticale est issue du protocole flore du projet GNB. Le couvert (en pourcentages) a été estimé à partir du centre de la placette et dans un rayon de 18m (1000m²). Les strates utilisées dans cette étude sont les suivantes : la strate a de 2 à 8m (stratif_a), la strate A de 8 à 16 m (stratif_A), ainsi que la strate AA au-dessus de 16m (stratif_AA). La strate Aa correspond à un indice global d'encombrement, où les recouvrements des strates AA, A et a ont été additionnées.

2.2.2. Variables de gestion

Les variables de gestion sont au nombre de deux. Le type de gestion d'une part, et la date de dernière coupe d'autre part. La première repose sur le critère exploité/non-exploité, et la seconde correspond à la date de dernière exploitation appliquée sur la parcelle avant la mise en place de la placette GNB. En moyenne, la date de la dernière exploitation forestière remonte à 9 ans pour les parcelles exploitées et à 46 ans pour les parcelles non exploitées (tableau 1).

2.2.3. Variables paysagères

Les données de distance à la lisière interne ainsi que les pourcentages de forêts ont été calculés sous SIG à l'aide du logiciel ESRI® ArcMap™ 10.0. Les cartes Végétations de la BD topo® et SCAN 25® de l'IGN ont été utilisées.

La distance à la lisière interne a été mesurée à partir du centre de la placette jusqu'à la lisière la plus proche sur la carte (chemin, une route ou une trouée de plus de 300m²). Le couvert forestier a été calculé dans un rayon de 1000m autour du point.

2.3. Mesures des variables biodiversité

Les variables biodiversité correspondent aux variables réponse - variables Y - de l'étude. Elles sont classées par groupe fonctionnel, à partir des richesses spécifiques de chaque groupe écologique.

Les données de biodiversité ont été traitées avec la richesse spécifique totale et la richesse par groupes fonctionnels. Les espèces d'un même groupe fonctionnel sont supposées avoir une réponse identique à leur environnement. Selon les groupes, on peut donc envisager des réponses différentes aux variables proposées, permettant d'avoir une analyse plus fine qu'avec une richesse spécifique par groupe taxonomique, trop générale. La réponse des groupes permettra de traduire des tendances générales.

2.3.1. Avifaune

Les données avifaune du projet GNB ont été récoltées à l'aide du protocole utilisé par le programme national STOC-EPS³ (Julliard et al., 2002) .

Le protocole est constitué de phases d'écoute de 5 minutes pendant lesquelles toutes les espèces vues ou entendues, posées ou en vol, sont notées. La distance de contact de l'oiseau est définie en trois classes : de 0 à 25 mètres, de 25 à 100 mètres, et à plus de 100 mètres. Les relevés ont lieu dans un intervalle de 1 à 4h après le lever du soleil, de façon à éviter le choris matinal, où il serait difficile d'avoir une observation claire. Chaque placette a fait l'objet de deux passages d'écoute en période de nidification par le même observateur, en avril-mai pour contacter les nicheurs précoces, puis en mai-juin pour recenser les nicheurs tardifs avec 15 jours minimum entre les deux périodes de relevés. Lors de ce deuxième passage, l'ordre des écoutes sur les placettes au sein d'un même massif est inversé, pour contacter des espèces ne chantant pas exactement à la même heure du premier passage. Cela permet ainsi d'observer une richesse spécifique plus importante.

Le protocole STOC-EPS prévoit un passage tous les ans sur les lieux d'écoute. Or, le projet GNB ne prévoit pas de suivi temporel des placettes. Chaque massif a donc été échantillonné une seule année, l'année variant d'un massif à l'autre.

³ Programme national coordonné par le Centre de Recherches par le Baguage des Populations d'Oiseaux (C.R.B.P.O.) et relayé localement par des ornithologues volontaires participant à des protocoles de suivis standardisés. www.vigienature.mnhn.fr

Les résultats se présentent sous forme de listes d'abondances d'espèces contactées par lieu de d'écoute, et par passage.

Les données avifaune sont traitées par groupes fonctionnels basés sur la spécialisation de l'habitat (généraliste ou spécialiste forestier), le régime alimentaire (herbivores, insectivores, omnivores), et le type de gîte (nichant au sol, dans des cavités, et dans les arbres - hors cavités). Ces trois types sont communément utilisés dans la littérature pour ce genre d'étude (Augenfeld et al., 2008; Gil-Tena et al., 2007; Newell et al., 2012; Zhang et al., 2012). Les traits des oiseaux sont tirés de la base de données utilisée pour l'étude réalisée par Gregory et al. (2007) et complétés à dire d'expert par Frédéric Archaux.

2.3.2. Chiroptères

Protocole chiroptères

Le protocole mis en place est celui créé par l'ONF, la MCD30 (Mammifères Chiroptères Détection point d'écoute de 30 minutes). Il se déroule en deux phases : l'écoute ultrasonore – détection hétérodyne et expansion de temps - et l'enregistrement, puis l'analyse des séquences inconnues.

La détection hétérodyne⁴ acoustique est non intrusive et non destructrice pour les animaux étudiés. Elle permet de recueillir un grand nombre de données sur plusieurs espèces avec un minimum de temps et d'équipement, contrairement à la télémétrie, plus précise, mais plus lourde à mettre en œuvre. Pour cette étude, les détecteurs Pettersson D980 ou Pettersson D240x ont été utilisés, associés à des enregistreurs numériques portatifs Marantz PMD620. Le détecteur converti l'ultrason en une fréquence audible pour l'oreille humaine. Les sons interceptés permettent, selon l'espèce et le contexte, d'identifier l'espèce entendue et le comportement associé, grâce aux différentes variations produites (cris sociaux, territoriaux, chasse...) (site www.batbox.com). Dans le cadre de cette étude, il a été considéré que les cris entendus sont majoritairement liés à des activités de chasse ou de transit.

Les séquences inconnues ont été enregistrées puis identifiées avec le logiciel Batsound 3.31. en suivant la méthode proposée par Barataud (2012a).

Chaque placette fait l'objet de 90 minutes d'écoute, découpées en 3 passages de 30 minutes en avril-mai, juin-juillet puis en août-septembre. Ces passages multiples permettent de recenser une richesse spécifique plus importante. Chaque point d'écoute a lieu lors des premières heures de la nuit où l'activité est la plus intense. Les relevés sont effectués en dehors des 5 jours précédant et suivant les nuits de pleine lune. En effet, les chiroptères profitent de la clarté pour se servir

⁴ Permet de transposer les ultrasons émis par les chiroptères dans des gammes de fréquences audibles pour l'oreille humaine.

Tableau 2 : Liste des massifs et nombre de placettes utilisées pour l'étude des chiroptères et de l'avifaune

Avec *EXP* : exploité et *NON-EXP* : non exploité

Massifs	Total		Avifaune		Chiroptères	
	EXP	NON-EXP	EXP	NON-EXP	EXP	NON-EXP
Auberive	12	12	12	12	12	12
Ballons-Comtois	8	8	5	8	-	-
Bois du Parc	5	5	-	5	-	-
Chizé	12	12	12	12	12	12
Citeaux	6	6	6	6	5	5
Combe-Lavaux	4	4	4	4	-	-
Engins	5	5	-	-		
Fontainebleau	13	16	15	12	16	13
Haut Tuileau	7	7	7	7	7	7
Haute Chaîne du Jura	8	8	-	-	-	-
Lure	4	4	4	4	-	-
Rambouillet	8	8	7	8	-	-
Ventoux	5	5	5	5	-	-
Ventron	4	4	3	4	-	-
Verrières	4	4	2	4	-	-
Totaux	105	108	82	91	52	49
Totaux par groupe		213		173		101

majoritairement de leur vision perçante, plutôt que de leur système d'écholocation, bien plus coûteux.

Les relevés, effectués en binôme, doivent respecter les conditions suivantes pour avoir lieu : pas de pluie, pas de vent, la température doit être supérieure à 5°C.

Chaque contact, correspondant à un cri de 5 secondes, sera noté, pour avoir *in fine* une liste avec le nombre de contacts par espèce et par minute.

Il est difficile de constituer les mêmes groupes fonctionnels que l'avifaune, car les chiroptères étudiés sont tous insectivores et nichent à couvert. Pour constituer les groupes fonctionnels, les traits de vie sont donc tirés de l'étude de Barataud (2012b) et complétés à titre d'expert par Laurent Tillon. Le groupe des chiroptères a été divisé en guildes en se concentrant sur le lieu de chasse (glaneurs dans le feuillage ou chasseurs en lisières). Dans un second temps, les chasseurs de lisière ont été distingués en deux catégories en fonction de leur taille (petites espèces et grands espèces chassant en lisière) car les ailes présentant les mêmes adaptations morphologiques sont susceptibles d'avoir les mêmes réponses aux variables de structure (Jung et al., 2012).

2.4. Analyses statistiques

Dans le cadre de cette étude, le but des analyses statistiques est de construire un modèle expliquant de la meilleure manière les variables réponses. La modalisation statistique permet ainsi de rendre compte des corrélations entre les variables. Confronter les variables réponse et explicatives permet de découvrir quels éléments de structure, de gestion ou de paysage – ou une combinaison de ces éléments – influencent plus particulièrement les variables réponses.

Concernant le jeu de données avifaune, le protocole n'avait pas encore été appliqué pour les massifs d'Engins et de Haut-Tuilleau. Pour les chiroptères, les données ne sont disponibles que pour les massifs de plaine. Les massifs de Combe-Lavaux et de Bois du Parc seront échantillonnés en 2014. De plus, les données pour Rambouillet et Verrières n'étaient pas encore disponibles. Ainsi, le jeu de données chiroptères porte sur 5 massifs, et sur 13 massifs pour l'avifaune.

Seules les placettes dont la date de dernière coupe est renseignée, ont été étudiées, ramenant le nombre de parcelles exploitées de 94 à 82 pour l'avifaune (tableau 2).

2.4.1. Variables réponse

L'avifaune

Les variables réponses – variables Y - pour l'avifaune sont au nombre de 9 et sont réparties dans 3 groupes fonctionnels:

Spécialisation:

- RS généralistes
- RS spécialistes forestiers
- RS totale

Régime alimentaire:

- RS omnivores,
- RS insectivores,
- RS herbivores,

Gîte:

- RS nicheurs cavicoles,
- RS nicheurs arboricoles,
- RS nicheurs au sol.

Les chiroptères

Les variables réponse pour les chiroptères sont au nombre de 5, regroupées en un groupe fonctionnel: la richesse spécifique totale, la richesse des glaneurs, la richesse des espèces de lisière, la richesse des petites espèces de lisière, et la richesse des grandes espèces de lisière.

La liste détaillée des espèces de chiroptères et d'avifaune en fonction de leurs traits se trouve en annexes C et D.

2.4.2. Variables explicatives

Les variables explicatives – variables X - sont divisées en trois catégories: les variables de structure, les variables de gestion et les variables paysagères.

Les variables de gestion: la gestion (exploité/non exploité) et la date de dernière coupe.

Les variables paysagères: le pourcentage arboré de forêt dans un périmètre d'un kilomètre et la distance à la lisière la plus proche de la placette.

Les variables de structure principales: la densité de bois mort debout, la densité de bois vivant, le volume de bois mort, le volume de bois vivant, le nombre d'essences, l'indice de stratification.

Les variables de structure secondaires: Elles sont issues des variables de structure principale et ne sont analysées que lorsque un modèle ressort avec une variable de structure principale qui peut être affinée. Cela concerne les variables suivantes: les volumes de bois mort debout est découpé en classe (très gros bois mort debout, gros bois mort debout, moyen bois mort debout, petit bois mort debout, volumes des chandelles, volume des souches), les volumes de bois mort au sol (très gros bois mort au sol, gros bois mort debout, moyen bois mort au sol, petit bois mort au sol), la densité de bois vivant (très gros bois vivant, gros bois vivant, moyen bois vivant, petit bois vivant), la densité de bois mort debout (densité de souches, densité des chandelles).

2.4.3. Exploration de données

Il est nécessaire de connaître les jeux de données avant d'utiliser la modélisation statistique.

L'exploration de données conduite dans cette étude est inspirée de l'étude de Zuur et al. (2010).

Les variables quantitatives ont été explorées préliminairement: les analyses univariées ont permis d'observer chaque variable, leurs distributions (fonctions : *hist*, *dotchart*, *boxplot*), leurs caractéristiques, leurs anomalies, ainsi leurs « outliers » appelées valeurs extrêmes ou aberrantes, (fonctions : *dotchart*, *boxplot*). Ce type d'analyse n'a pas été conduit sur les deux variables qualitatives *gestion* et *classe.alti* puisque leur comportement est déjà connu et contrôlé. Puis les analyses bivariées ont permis de repérer les liaisons entre les couples de variables explicatives en tenant compte de l'hétérogénéité des variances, (fonctions : *dotchart*, *boxplot*), la colinéarité entre les variables (fonction utilisée : *pairs*), ainsi que les interactions possibles avec les variables *gestion* et *classe.alti* (fonction : *coplot*).

2.4.4. Choix du modèle statistique

Les données de richesse spécifique sont issues d'un comptage et sont strictement positives. Les variables explicatives ont une relation linéaire entre elles. De plus, du fait de la structure emboîtée de l'échantillonnage, le modèle linéaire choisi pour les analyses est un modèle généralisé à effets mixtes (GLMM). Les modèles utilisés suivent une distribution d'erreur de Poisson avec un lien logarithmique.

Le modèle GLMM s'écrit en deux parties. La première partie est fixe et est représentée par les variables explicatives: l'effet de la variable est identique pour chaque individu et possède un effet sur la population. La seconde partie est aléatoire et est représentée par les effets de massif et de placette : l'effet est propre à chaque individu et il retranscrit la variabilité de la population concernée. Cette partie aléatoire permet de prendre en compte l'emboîtement des variables, *via* l'effet massif. Elle permet également de tenir compte en partie de l'autocorrélation spatiale, c'est-à-dire le fait que deux placettes provenant d'un même massif soit plus similaires que deux placettes de deux massifs différents. L'éventuelle sur-dispersion des données est quant à elle prise en compte par un effet aléatoire «placette ».

2.4.5. Analyse de données

Toutes les données ont été traitées avec le logiciel R version 2.15.2 (R Development Core Team, 2012) avec l'utilisation du package lme4 (fonction: *glmer*), (Bates et al., 2013).

Pour être comparées puis analysées, les données ont été centrées ($\bar{x} = 1$) puis réduites ($\sigma = 1$, $E(X) = 0$) (McCullagh et al., 1989). En s'affranchissant des unités et des échelles de mesure, la comparaison des estimateurs liés à des variables de même moyenne et de même écart type s'en trouve facilitée.

Les modèles GLMM se déclinent du modèle le plus simple au plus complet. Il s'agit de modèles emboîtés, puisqu'ils diffèrent les uns des autres par l'ajout ou la suppression d'un ou plusieurs termes (Burnham et al., 2011).

La construction des modèles pour chaque variable réponse est reproduite de la manière mentionnée ci-dessous et déclinée selon le nombre de variables de structure, de gestion et de paysage, pour embrasser toutes les combinaisons envisageables en adéquation avec les traits

biologiques des espèces étudiées; ce qui représente 173 modèles par variable réponse pour l'avifaune et 121 pour les chiroptères.

Chaque modèle possède des effets aléatoires similaires – l'effet massif et l'effet placette- pour pouvoir être comparés entre eux.

[0] VarReponse ~ 1 + effets aléatoires

[1] VarReponse ~ (VarStructure) + effets aléatoires

[2] VarReponse ~ (VarGestion) + effets aléatoires

[3] VarReponse ~ (VarPaysage) + (VarStructure) + effets aléatoires

[4] VarReponse ~ (VarStructure) + altitude + effets aléatoires

[5] VarReponse ~ (VarStructure) + altitude + interactions+ effets aléatoires

[6] VarReponse ~ (VarStructure1) + (VarStructure2) + altitude + effets aléatoires

[7] VarReponse ~ (VarStructure1) + (VarStructure2) + altitude + interactions + effets aléatoires

[8] VarReponse ~ (VarStructure1) + (VarStructure2) + (VarGestion) + altitude + effets aléatoires

[9] VarReponse ~ (VarStructure1) + (VarStructure2) + (VarGestion) + altitude + interactions + effets aléatoires

[10] VarReponse ~ (VarStructure1) + (VarStructure2) + (VarGestion) + (VarPaysage) + altitude + effets aléatoires

[11] VarReponse ~ (VarStructure1) + (VarStructure2) + (VarGestion) + (VarPaysage) + altitude + interactions + effets aléatoires

2.4.6. Sélection des modèles

La sélection de modèles permet de choisir le modèle expliquant le mieux les données. Pour un modèle paramétrique, la fonction de vraisemblance reflète la conformité du modèle aux données observées. Plus la complexité du modèle augmente –en ajoutant des paramètres- plus le modèle va être capable de s'adapter aux caractéristiques du jeu de données. En conséquence, le modèle le plus ajusté sera celui qui possède un grand nombre de paramètres. Le critère d'Akaike, ou AIC (Akaike, 1974) utilise le maximum de vraisemblance des modèles tout en pénalisant les modèles trop complexes.

Pour déterminer le meilleur modèle, l'AIC a été choisi car il permet de comparer de nombreux modèles entre eux en minimisant le risque de rejeter l'hypothèse nulle alors qu'elle est vraie. L'AIC va permettre d'estimer la perte d'informations générée par le modèle.

Il représente un compromis entre le biais qui tend à diminuer avec le nombre de paramètres, et la parcimonie, ce qui nécessite de décrire les données avec le plus petit nombre de paramètres possible. Ainsi, il pondère le maximum de vraisemblance du modèle avec le nombre de paramètres utilisés.

L'AICc -variante de l'AIC- a été privilégié car il applique une correction aux échantillons de petite taille par rapport au nombre de paramètres à estimer (Hurvich et al., 1993). L'AICc pénalise encore plus les paramètres supplémentaires que l'AIC. Burnham et al. (2002) recommandent fortement d'utiliser l'AICc lorsque n est petit ou que le nombre de paramètres k est important.

La sélection de modèle par AICc s'est effectuée en comparant les AICc de tous les modèles d'une même variable réponse, et en choisissant le plus faible. Cependant, lorsque le cas se présentait, les modèles les moins paramétrés ont systématiquement été choisis dans la mesure où leur AICc n'excédait pas deux points supplémentaires, diminuant ainsi les degrés de liberté du modèle. Cela minimise ainsi le risque d'erreur par rapport au premier modèle.

Une seconde sélection a eu lieu pour raffiner les variables générales et détailler quels critères influençaient plus particulièrement la variable réponse (ex.: le volume de bois mort peut être affiné en étudiant plus spécifiquement les différents volumes de bois mort debout et de bois mort au sol). Cette méthode permet de raffiner le résultat et de comprendre quelle variable pèse le plus dans le modèle sélectionné initialement.

	Response variables	Model	Explanatory variables	Estimate	SE	z value	p-value
Avifaune	RS tot	[2]	Intercept	2.3062	0.06367	36.22	<2e-16 ***
			V.BM.cr	0.06477	0.02567	2.52	0.0116 *
	AVI.RS_Gen	[7]	Intercept	1.69998	0.07437	22.859	<2e-16 ***
			gestion.cr	0.02115	0.01144	1.848	0.0645 .
	AVI.RS_SF	[2]	Intercept	1.36674	0.09021	15.15	<2e-16 ***
			V.BM.cr	0.07124	0.03807	1.871	0.0613 .
	Herbivores	[7]	Intercept	-0.83303	0.22442	-3.712	0.000206 ***
			gestion.cr	0.06538	0.03385	1.931	0.053430 .
	Insectivores	[3]	Intercept	1.33947	0.06489	20.644	<2e-16 ***
			N.BV.cr	-0.11693	0.04667	-2.505	0.0122 *
	Omnivores	[7]	Intercept	1.68388	0.07198	23.393	<2e-16 ***
			gestion.cr	0.02463	0.01151	2.139	0.0324 *
	Nicheurs arbres	[Null]	Intercept	1.32166	0.08974	14.73	<2e-16 ***
Nicheurs cavi	[7]	Intercept	1.25592	0.08677	14.474	<2e-16 ***	
		gestion.cr	0.03602	0.01403	2.568	0.0102 *	
Nicheurs sol	[3]	Intercept	0.90671	0.05496	16.499	< 2e-16 ***	
		N.BV.cr	-0.18241	0.05583	-3.267	0.00109 **	
Chiroptères	RS totale	[2]	Intercept	1.26627	0.26453	4.787	1.69e-06 ***
			V.BM.cr	0.18736	0.05394	3.473	0.000514 ***
	Glaneurs	[1]	Intercept	-0.4945	0.4069	-1.215	0.2243
			N.BMD.cr	0.2015	0.1004	2.007	0.0448 *
	Petites esp. lisière	[2]	Intercept	0.10627	0.15404	0.69	0.4903
			V.BM.cr	0.16495	0.08442	1.954	0.0507 .
	Grandes esp. lisière	[9]	Intercept	-1.021	0.5198	-1.964	0.0495 *
			N.BMD.cr	0.219	0.1444	1.517	0.1293
			PourcArbo.cr	0.7166	0.2955	2.426	0.0153 *
	Espèces lisière	[2]	Intercept	0.53046	0.26337	2.014	0.0440 *
V.BM.cr			0.1689	0.06621	2.551	0.0107 *	

Tableau 3 : Résultats des meilleurs modèles statistiques pour l'avifaune et les chiroptères

Avec N.BMD : densité de bois mort debout ; N.BV : densité de bois vivant ; V.BM : volume de bois mort

3. Résultats

Seuls les meilleurs modèles sont présentés dans les résultats (tableau 3).

3.1. Avifaune

La richesse totale comporte 48 espèces et est composée 17% de généralistes et 65% de spécialistes forestiers, de 11% d'herbivores de 52% d'insectivores, de 37% d'omnivores. 37% de toutes ces espèces nichent dans les arbres (hors cavicoles), 46% dans des cavités, et 17% nichent au sol.

La richesse spécifique totale est positivement influencée par le volume de bois mort total. Ce résultat est significatif ($p=0.012$) mais montre une faible magnitude.

Groupe fonctionnel de spécialisation

La richesse spécifique des généralistes varie en fonction du type de gestion et est plus élevée en non exploité. Ce résultat reste cependant marginalement significatif ($p=0.064$) et la magnitude est faible. La richesse spécifique des spécialistes forestiers est positivement influencée par le volume de bois mort total. Ce résultat est marginalement significatif ($p=0.061$) et de faible magnitude.

Groupe fonctionnel par régime alimentaire

La richesse spécifique des herbivores et des omnivores varie en fonction du type de gestion et est plus élevée en non exploité. Ce résultat est marginalement significatif pour les herbivores ($p=0.053$) et significatif pour les omnivores ($p=0.032$). La magnitude est faible pour les deux guildes. La richesse spécifique des insectivores est négativement impactée par le volume de bois vivant total. Ce résultat est significatif et la magnitude est forte ($p=0.012$).

Groupe fonctionnel par type de gîte

La richesse spécifique des nicheurs cavicoles varie en fonction du type de gestion et est plus élevée en non exploité. Ce résultat est significatif et la magnitude est faible ($p=0.010$). La richesse spécifique des nicheurs arboricoles n'est influencée par aucune des variables testées puisque le meilleur modèle sélectionné par AICc est le modèle nul. La richesse spécifique des nicheurs au sol est négativement impactée par le volume de bois vivant total. Ce résultat est significatif et la magnitude est forte ($p=0.001$).

3.2. Chiroptères

La richesse totale comporte 20 espèces et est composée 50% de glaneurs et 50% d'espèces de lisière (dont 5 petites espèces, et 5 grandes).

La richesse totale des chiroptères est positivement influencée par le volume de bois mort total. Ce résultat est très significatif et possède une forte magnitude ($p<0.001$). La richesse spécifique des glaneurs est positivement influencée par la densité de bois mort debout. Ce résultat est significatif avec une faible magnitude ($p=0.045$). La richesse spécifique des espèces de lisière –toutes tailles

confondues- est positivement influencée par le volume de bois mort. Ce résultat est significatif et sa magnitude est forte ($p=0.011$). La richesse des petites espèces de lisière est positivement influencée par le volume de bois mort. Ce résultat est marginal et sa magnitude est forte ($p=0.051$). La richesse spécifique des grandes espèces de lisière est positivement influencée par la densité de bois mort debout associée au pourcentage de forêt dans un rayon d'un kilomètre. Le résultat n'est pas significatif pour la densité de bois mort debout ($p>0.1$) alors qu'il l'est pour le pourcentage de forêt ($p=0.015$). La magnitude est élevée pour ces deux variables.

Les volumes de bois mort, les densités de bois mort debout et densité de bois vivants ont été ventilés en classes. Les résultats se trouvent en annexe E.

Figure 4 : Répartition du volume de bois mort dans les forêts exploitées (MAN) et non exploitées (UNM)

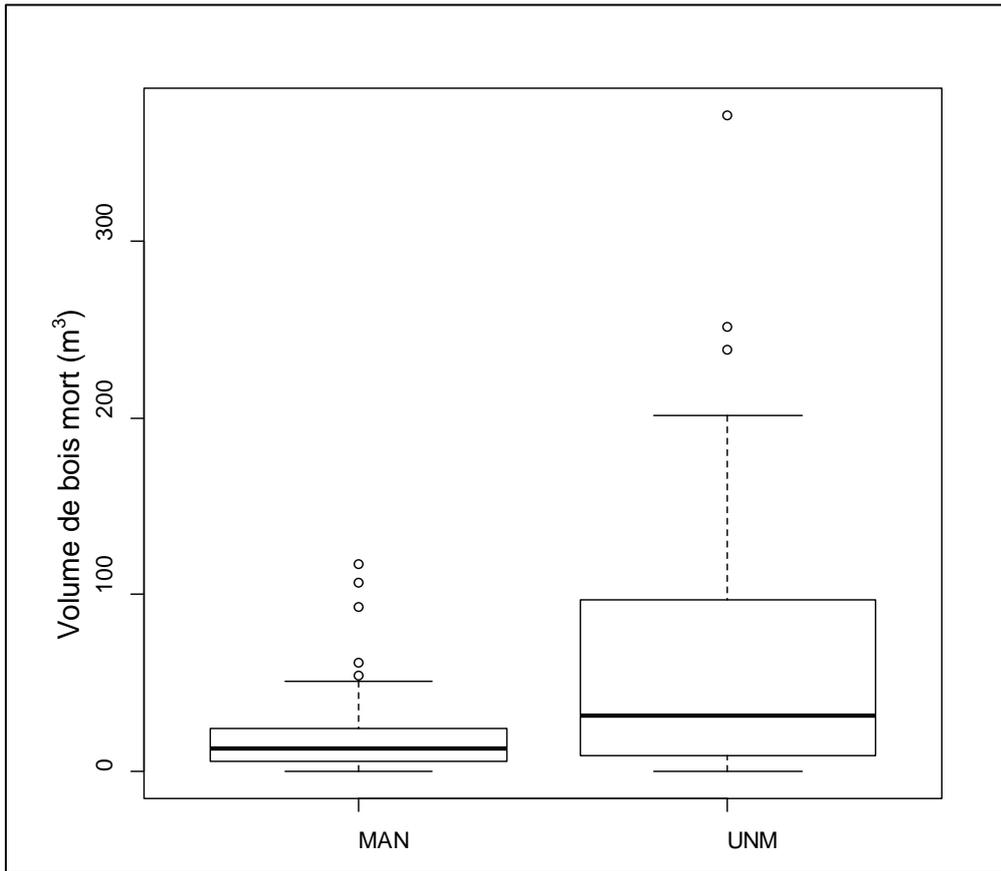
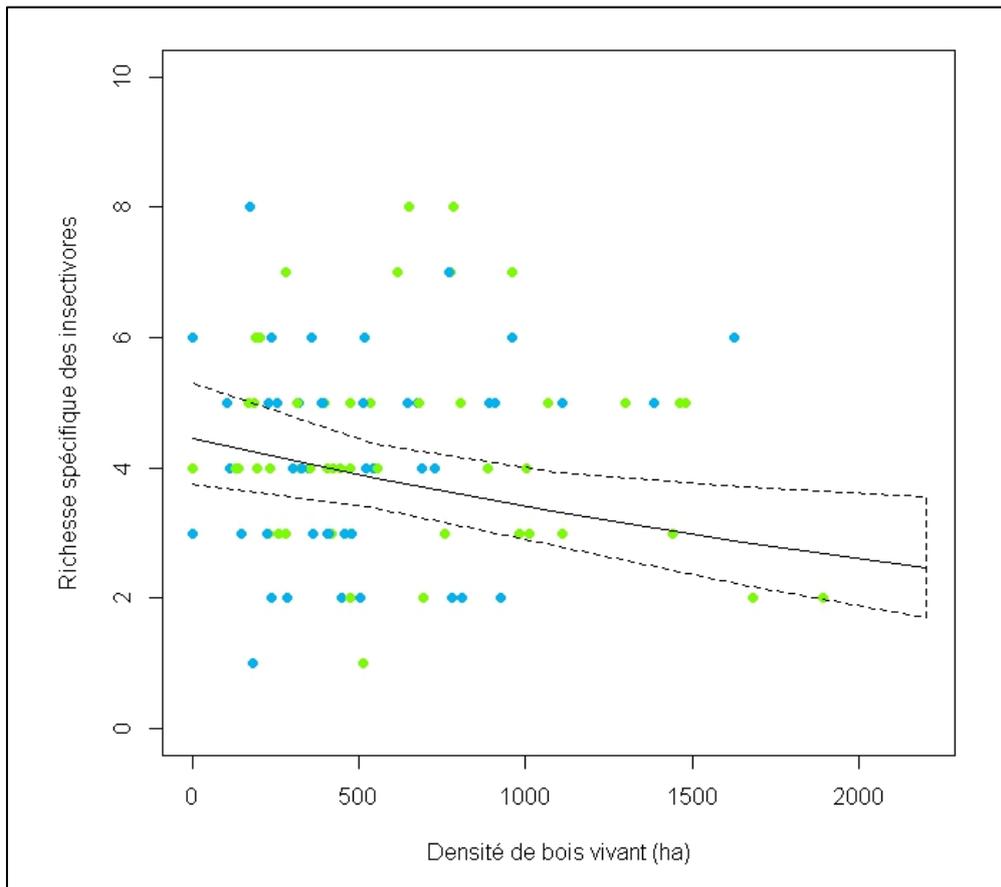


Figure 5 : Réponse de la richesse des insectivores en fonction de la densité de bois vivant (ha)



4. Discussion

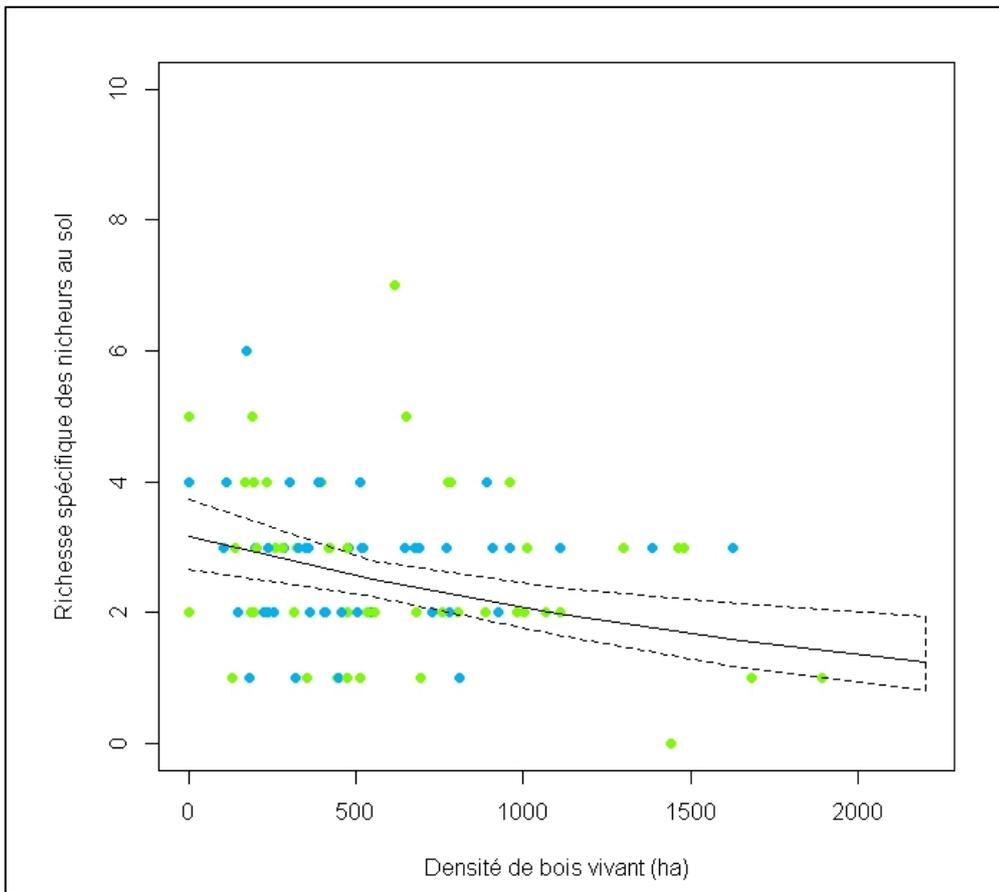
Sur les 14 groupes fonctionnels étudiés, ce sont les variables relatives au bois mort qui répondent le plus – volume de bois mort et densité de bois mort debout – aux variables réponses étudiées comme nous l'avions envisagé. Contrairement à nos prédictions, la variable de gestion - exploité/non exploité- est la deuxième variable la plus représentée. Vient ensuite le bois vivant, qui explique la richesse de deux groupes fonctionnels, puis enfin la densité de bois mort debout.

4.1. Effet de la structure

Le volume de bois mort influence positivement la richesse spécifique totale de l'avifaune et des chiroptères, des spécialistes forestiers, des espèces de lisière – toutes tailles confondues - et des petites espèces de lisière. Cette variable est assez mal répartie et on s'aperçoit qu'il n'y a que très peu de points échantillonnés qui présentent un fort volume de bois mort (figure 4). De plus, nous pouvons constater que 3 points présentent des volumes très importants ($>200\text{m}^3$) vis-à-vis des autres placettes. Il est envisageable que ce point, situé dans une RBI en forêt de Fontainebleau, influence la relation du volume de bois mort avec les variables réponses ; de nouvelles analyses nous permettraient de le vérifier. La figure nous montre également une variabilité plus importante du volume en non exploité (UNM), ce qui est cohérent avec les gestions forestières appliquées. Les réserves ne subissent pas ou peu d'interventions humaines, le bois mort est laissé sur place, contrairement aux parcelles exploitées où il est souvent rapidement enlevé. Les deux médianes restent cependant très proches, et on constate que beaucoup de points échantillonnés présentent un volume de bois mort faible, voire nul puisque le volume de la majorité des placettes est compris entre 0 et 50m^3 . Les effets sont donc très concentrés pour les quatre groupes fonctionnels. L'influence du volume de bois mort est positive bien qu'assez faible dans l'ensemble. De plus, on constate une forte variabilité de la réponse en fonction du volume de bois mort, que l'effet présent ne permet pas d'expliquer. Même si cette variable agit positivement et présente un intérêt biologique marqué pour les groupes cités (Gregory et al., 2007; Linden et al., 2012; Rosenvald et al., 2011; Tillon), on constate donc que son effet est faible. Nous pouvons alors nous poser deux questions : disposer d'un plus grand nombre d'échantillons changerait-il notre résultat ? L'échelle utilisée pour les relevés dendrométrique est-elle appropriée pour représenter la disponibilité globale du volume de bois mort sur la parcelle ? Il ne faut pas oublier cependant que les faibles volumes de bois mort sont caractéristiques de nos forêts françaises (Bouget, 2007).

La densité de bois vivant est choisie comme étant le meilleur modèle pour les insectivores et les nicheurs au sol. Dans ces deux groupes, son influence négative est bien marquée. Globalement, la densité de bois vivant est bien distribuée (figures 5 et 6). Quand cette variable explicative est

Figure 6 : Réponse de la richesse des nicheurs au sol en fonction de la densité de bois vivant (ha)



analysée par classes de diamètre, on constate que ce sont les petits bois vivants, et dans une moindre mesure les moyens bois vivants, qui influencent négativement la richesse des insectivores et des nicheurs au sol. Ces petits et moyens bois caractérisent les jeunes stades forestiers. Dans leur étude, Holmes et al. (1981) mentionnent les préférences des insectivores à des essences particulières. Cette relation entre essences et insectivores est indirecte et s'établit au travers de l'activité d'alimentation (Frochot, 2011). En effet, certaines essences offrent une diversité et/ou une abondance en insectes plus adaptés aux régimes des insectivores. On peut supposer que les insectivores ne trouvent donc pas les ressources nécessaires à leur alimentation dans ces stades plus pauvres (Martikainen et al., 2000; Pernot, 2012). Ces résultats sont cohérents avec ceux de Nikolov (2009), qui démontre que les insectivores et les nicheurs au sol sont plus abondants dans les peuplements matures.

La densité de bois mort debout a une influence positive sur la richesse spécifique des glaneurs. Cependant, nos résultats ne sont pas cohérents avec ceux trouvés par Tillon (in prep.) pour qui les glaneurs réagissaient négativement au volume de bois mort debout. Il explique que pour ces espèces, chassant leurs proies au sol ou dans le feuillage, le bois mort représente un obstacle lors du vol, et ne présente plus assez de feuillage dans lequel se développent les insectes chassés. Dans notre étude, la richesse moyenne observée pour le groupe des glaneurs est faible ($RS < 1$). Cette variable explicative, bien que significative, n'apparaît finalement pas comme étant pertinente. La densité de bois mort debout apparaît également dans le meilleur modèle sélectionné pour les grandes espèces de lisière. Dans ce modèle, cette variable est couplée avec le pourcentage de couvert forestier. Or, seule cette variable est significative. Les variables paysagères ne faisaient pas partie en premier lieu de nos hypothèses, et n'ont pas été testées en modèles simples. Nous pensions qu'elles pouvaient influencer la réponse aux variables principales (de structure notamment) mais ne constitueraient pas une réponse à part entière. Il s'avère pourtant que la richesse des grandes espèces de lisière répond fortement à cette variable, contrairement à ce que nous pourrions intuitivement penser, puisque elles ont besoin d'éléments linéaires pour chasser, et donc d'ouvertures (Kaňuch et al., 2008). Cependant, les chiroptères dans cette étude sont étudiés en plaine, où les massifs forestiers sont largement exploités pour le bois. Ces massifs sont ainsi quadrillés par de nombreuses pistes, créant des doubles lisières verticales favorables aux espèces de lisière.

Le volume de bois vivant n'est apparu dans aucun modèle sélectionné. Il est possible que la densité soit donc un meilleur descripteur de la richesse des groupes étudiés.

Le nombre d'essences n'a pas eu d'influence sur les groupes fonctionnels étudiés. Cela est contradictoire avec les études de Brandt et al. (2007b) et (Gil-Tena et al., 2007) pour lesquels l'activité était corrélée avec cette variable. Cependant, ces auteurs souhaitaient démontrer les effets de la composition forestière et non les effets de la structure seule. De plus, ils ont travaillé avec un indice d'abondance. Or, la richesse spécifique, utilisée dans cette étude, ne prédit pas l'activité des groupes étudiés. Les résultats peuvent donc être différents selon l'indice utilisé. La variable utilisée dans cette étude mériterait d'être plus affinée s'il était question de la composition à

Figure 7: Réponse de la richesse des généralistes à la modalité forêt exploitée/non exploitée

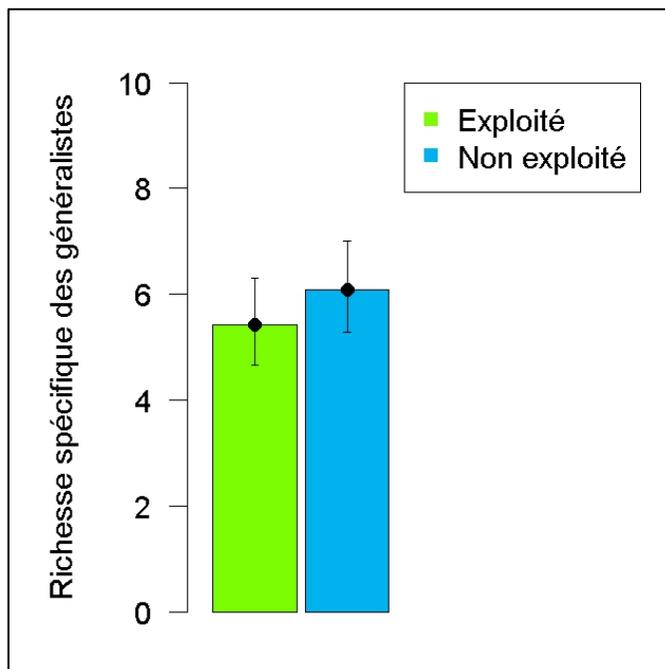


Figure 8: Réponse de la richesse des omnivores à la modalité forêt exploitée/non exploitée

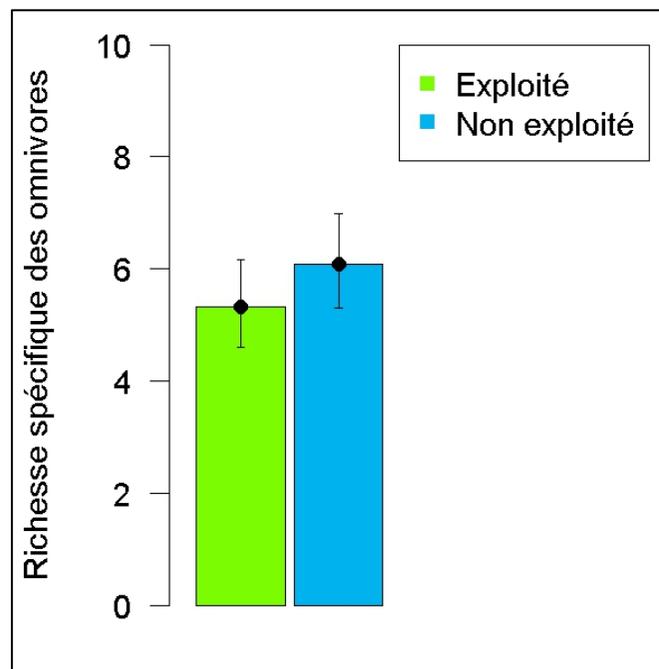
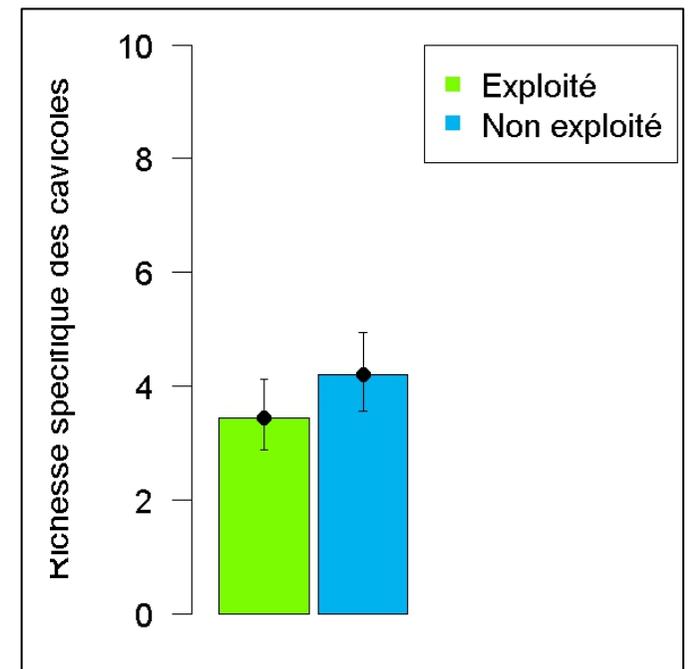


Figure 9: Réponse de la richesse des cavicoles à la modalité forêt exploitée/non exploitée



part entière (type de peuplement, essences). Cette absence de résultats n'exclut cependant pas les préférences que peuvent avoir certains taxons sur les types de peuplements, non testés dans notre étude. Chez les chiroptères, Brandt et al. (2007b) démontre que le nombre d'essences n'explique pas, seul, leurs préférences pour tel ou tel site. Bien que ses résultats soient différents, il fait la même conclusion que notre étude : il est possible que la structure soit plus influente que la composition, et que ce n'est pas tant la composition qui compte, mais le type d'essences. On peut penser également que l'abondance d'insectes associés aux essences en présence est plus important que l'essence elle-même, ce qui expliquerait que le nombre d'essences ne soit finalement pas déterminant.

Contrairement à ce que nous avons pensé, l'**indice de stratification** ne semble pas avoir l'effet envisagé sur les groupes fonctionnels étudiés. Ces résultats contredisent ceux trouvés dans la littérature, puisque les oiseaux et les chiroptères dépendent fortement de la structure verticale (Brandt et al., 2007b; Zhang et al., 2012). Il semblerait donc que cet indice ne soit pas pertinent dans cette étude face aux autres variables proposées. De plus, le protocole MCD30 induit un biais pour la récolte des résultats : une grande partie des espèces chassant dans le feuillage - notamment les glaneurs - ne sera pas capté à cause de la faible distance de portée de leurs émissions. Cela peut expliquer l'absence de résultats pour les chiroptères pour lesquels nous attendions une réponse.

4.2. Effet de la gestion

Contrairement à ce que nous avons envisagé, la **variable gestion** apparaît comme étant le meilleur modèle pour quatre groupes fonctionnels de l'avifaune. Cependant, la différence entre forêts exploitées et forêts non exploitées est très peu marquée (figures 7, 8 et 9).

La réponse des généralistes est marginalement significative et est significative pour les omnivores. Les espèces constituant ses groupes sont plutôt opportunistes. On peut donc penser qu'aucune autre variable étudiée - structure ou paysagère- n'ait d'influence sur ces groupes.

Nous n'interpréterons pas les résultats pour les herbivores, car la richesse exprimée, bien que significative, est trop faible pour être prise en considération.

La réponse du groupe des cavicoles est significative et positive à la variable gestion. Cependant, étant donné la relation écologique de ce groupe avec le bois mort -pour les gîtes par exemple- il était envisagé que le bois mort et notamment la densité de bois mort debout, soit inclus dans le meilleur modèle, comme c'était le cas dans l'étude menée par Nikolov (2009). Il est possible qu'au sein du groupe fonctionnel, certains genres, comme les picidés, réagissent d'avantage au bois mort (Blanc et al., 2012) alors que les autres seraient moins dépendant de cette variable. Cela pourrait expliquer pourquoi le bois mort n'intervient pas dans le meilleur modèle des oiseaux cavicoles. Pour le confirmer, il faudrait analyser plus finement ce groupe par genre, mais notre jeu de données ne serait pas assez puissant pour fournir des résultats aussi fins. Il est également envisageable que le bois mort ne soit tout simplement pas la variable limitante pour ce groupe.

Enfin, il est possible que la mesure locale que nous avons utilisée ne reflète pas fidèlement la disponibilité réelle à l'échelle des territoires des oiseaux. Il est intéressant que la variable gestion apparaisse dans autant de modèles cependant, elle ne permet pas de décrire de manière pertinente ce qui différencie les peuplements exploités et non exploités. Il est important de rappeler pourtant que, Pernot (2012), avec le même jeu de données, avait mis en évidence une relation entre le bois mort et la gestion. Nous nous attendions donc à ce que la variable gestion s'efface au profit de la variable bois mort. Mais il s'avère que, pour les groupes répondant à la gestion, aucune variable paysagère ou de structure n'est explicative puisque la gestion est le meilleur modèle. Il serait intéressant de mener d'autres études pour déterminer la variable sous-jacente qui explique cette variation de la richesse. Il se peut également que cette variable de gestion sous-tende l'influence d'un ensemble de variables. Toutefois, la méthode statistique utilisée ne permet pas de le vérifier puisque l'AICc ne sélectionne pas les modèles trop paramétrés. Ces effets sont trop subtils pour être mis en évidence dans ce type d'étude, et laisse penser que la réponse de ces groupes s'explique par d'autres mécanismes plus complexes. Il s'agit peut-être là d'un effet de la mise en réserve des parcelles étudiées.

La date de dernière exploitation n'est apparue dans aucun des modèles sélectionnés. Par cette variable, nous pensions mettre en évidence un gradient qui permettrait de faire le lien avec le type de gestion et la structure forestière, puisque plus la date de la dernière exploitation est ancienne, plus le volume de bois mort augmente. Dans leur étude, (Paillet et al., 2010) ont démontré que vingt ans après une exploitation, la richesse globale devenait plus élevée en forêt non exploitée. Au vu de nos résultats, il est probable que même si on envisage une forte relation entre la date de dernière exploitation et les caractéristiques du peuplement, la date seule ne suffit pas expliquer les patrons de richesse.

4.3. Effet des variables paysagères

Le **couvert forestier** est représenté seulement pour les grandes espèces de chauves-souris de lisière, comme discuté auparavant.

La **distance à la lisière** la plus proche n'est apparue dans aucun des meilleurs modèles. Cette variable n'a pas donc pas un effet majeur et n'intervient que peu, voire pas du tout, dans la distribution de la richesse spécifique. Les variables paysagères n'ont donc que peu ou pas d'effets sur la réponse de nos groupes fonctionnels. Nous pouvons donc envisager que la structure forestière et sa gestion sont plus importantes que le paysage, comme l'avait proposé Erickson et al. (2003). Cependant, de nombreuses études ont prouvées qu'elles agissaient de manière conséquente dans la répartition des espèces (Brandt et al., 2007a; Menzel et al., 2002). Dans son étude, Linden et al. (2012) suppose que le calcul de la distance à la lisière ne prend pas en compte la présence des réserves à proximité, ce qui peut diluer les effets. C'est en effet le cas pour notre étude. La distance à la lisière externe (champ, prairie, ville) devrait également être prise en compte dans les calculs.

Seuls les oiseaux nichant dans les arbres n'ont répondu à aucune variable et ce résultat ne paraît pas incohérent, puisque la variable principale qui leur est nécessaire est justement la présence de bois vivants ou mort. Ces espèces seraient donc réparties de manière aléatoire dans une forêt.

4.4. Conclusion de l'étude

La grande question sous-jacente à ce projet est de savoir si la gestion et la mise en réserve influencent la biodiversité et comment. Nous avons voulu aller au-delà de la variable gestion -forêt exploitée/non-exploitée- en nous demandant quelles sont les variables qui agissent plus particulièrement sur cette biodiversité. Pernet (2012) a confirmé que la variable gestion est notamment représentée par le bois mort. Ainsi, l'hypothèse qui nous a guidés tout au long de cette étude est la suivante : ce sont les variables de structure qui jouent le rôle le plus important sur la richesse spécifique des chiroptères et de l'avifaune, reléguant les variables paysagères et de gestion au second plan. Pour l'avifaune, nous attendions particulièrement des réponses du bois mort pour les insectivores, les cavicoles et les nicheurs au sol ; ainsi que des réponses du bois vivant pour les nicheurs arboricoles. Concernant les chiroptères, nous attendions des réponses des variables paysagères en premier lieu, du bois vivant en second, puis enfin, du bois mort en dernier lieu.

Notre étude montre que les variables de structure expliquent une partie de la richesse spécifique de l'avifaune et des chiroptères, notamment au travers des groupes fonctionnels, ce qui répond à notre hypothèse principale. Nous avons pu notamment démontrer l'importance du bois mort. La gestion semble avoir un impact sur la richesse, en faveur des forêts non exploitées, ce qui confirme également une autre de nos hypothèses. Pour ce constat, les résultats sont néanmoins peu satisfaisants en raison de leurs faibles magnitudes.

Dans leur globalité, les résultats de cette étude soulèvent un certain nombre de questions, étant donné la faible réponse globale de nos variables. Plusieurs paramètres peuvent en effet influencer nos résultats : l'échelle considérée, la variabilité liée aux protocoles d'échantillonnage, la quantité de données traitées, des traits biologiques d'espèces non pris en compte...

Helle (1986), suggère que les populations subissent des pressions différentes selon l'échelle observée (régionale ou locale). C'est également le constat de Wesolowski et al. (2010) et d'Holmes (2011). Ainsi, localement, la démographie (et donc potentiellement la richesse) est influencée par la fécondité, la nourriture, et des processus de densité dépendance. En revanche, à l'échelle du paysage, les populations se structurent en fonction de l'habitat et des réponses environnementales, mais également en fonction des interactions sociales. Sur ce principe, la richesse ne peut pas être expliquée par les seules variables de structure ou paysagères. Les contraintes biologiques et sociales doivent être prises en compte au-delà des liens écologiques entretenus avec le milieu (Fraser et al., 2004).

Les protocoles utilisés ne permettent pas de prendre en compte ces spécificités. Les points d'écoute de l'avifaune et des chiroptères ne reflètent pas la densité des populations, et omet probablement de nombreuses espèces.

Affiner les caractères biologiques de chaque espèce serait fastidieux dans le cadre d'une étude de cette ampleur, il ne faut pas perdre de vue la problématique générale du projet : la comparaison de la biodiversité à travers les forêts exploitées et non exploitées. Dans ce cadre, on peut également se demander si les RBI ont un réel intérêt, étant donné les faiblesses des résultats obtenus. Une des raisons pouvant expliquer cela est que l'effet positif des RBI pourrait ne pas s'observer localement, car les territoires des espèces étudiés sont souvent plus vastes. Ainsi, l'effet de la RBI serait diffus. Il serait donc judicieux d'envisager une influence de ces réserves sur une échelle plus large, en incluant par exemple dans les analyses, un gradient prenant en compte l'éloignement de la RBI. Nous pourrions ainsi constater si, à mesure que l'on s'éloigne de la RBI, celle-ci possède encore un effet ou non sur les variables étudiées. Cela expliquerait sans doute plus justement l'importance dans nos résultats de la variable gestion, qui pourrait finalement représenter l'effet produit par ces zones protégées.

4.5. Conseils de gestion

Le projet GNB est le premier de cette ampleur en France. Il réalise la première étude consacrée à la comparaison de forêts exploitées et non exploitées en France métropolitaine. Les études menées dans le cadre de GNB permettent ainsi de fournir de nombreuses références sur les peuplements métropolitains et sur l'état de la biodiversité qui y réside. Cela permet de créer un état de référence pour des études futures et apporte également de nouvelles connaissances sur les groupes taxonomiques étudiés.

Il s'agit également de cerner les éléments de la structure forestière qui influencent la biodiversité, pour pouvoir ensuite proposer des mesures de gestion cohérentes avec la préservation de ce patrimoine de diversité biologique.

En effet, il est indéniable que le type de gestion appliqué dans un peuplement influence directement la biodiversité qui le compose, en modifiant notamment la structure forestière. C'est donc le type de gestion, ou plutôt l'absence d'exploitation au sein des RBI qui explique partiellement la différence de structure entre forêts exploitées et non exploitées, et non pas le classement du site à proprement parler. Au travers de cette étude, nous avons voulu démontrer que les communautés d'avifaune et de chiroptères, dépendent donc de la gestion appliquée sur le peuplement forestier.

Pour conserver la biodiversité, de nombreux débats existent sur la gestion à appliquer aux massifs forestiers (Berges et al., 2004). Le programme GNB met en lumière les réponses variées des éléments de structure et des sept groupes taxonomiques étudiés selon différentes variables explicatives. Il paraît certain qu'aucune action de gestion ne peut cibler la préservation de la biodiversité dans sa totalité. Cependant, certaines analyses montrent une dépendance entre les variables dendrométriques et la biodiversité, comme le prouve notre étude, avec le bois mort notamment. La conservation du bois mort possède une importance capitale si l'on considère le

nombre d'espèces animales et végétales à qui il profite. Son rôle dans les écosystèmes est largement accepté par la communauté scientifique (Gosselin et al., 2008).

Ainsi, pour une gestion durable, plusieurs mesures peuvent être mises en œuvre selon les possibilités du site et les objectifs de gestion (bois de chauffage, maintien d'un espace forestier récréatif...). Notre étude privilégie la présence de bois mort et d'arbres vivants avec un gros. Il est donc profitable de laisser les arbres sénescents ou morts sur pieds, pour faciliter l'approvisionnement et le gîte des espèces saproxyliques. Le bois mort au sol constitue une partie importante de l'approvisionnement des chiroptères et de l'avifaune en insectes. Différents stades de décomposition du bois sont également conseillés. En ce sens, il est nécessaire de veiller à son renouvellement. Si le massif exploité est suffisamment grand, il est possible de recréer les effets recherchés dans les RBI en laissant des îlots de sénescence ou de vieillissement à travers le massif. L'essentiel dans les grands massifs est de créer un milieu hétérogène à petite échelle, favorable au plus grand nombre d'espèces, et de varier ainsi les gestions appliquées sur les différents peuplements. En effet, Gosselin et al. (2010) recommandent de diversifier les traitements au profit des structures les moins représentées comme les futaies irrégulières par exemple. Les récoltes partielles peuvent être également une bonne solution, car elles permettent également de créer des conditions semblables aux perturbations naturelles qui se mettent en place notamment dans les RBI (Deal, 2007). Bien que les essences ne sont abordées que partiellement dans ce rapport, il est important de privilégier les essences autochtones, qui sont au centre de nombreux réseaux trophiques établis, et directement exploitables par l'avifaune et les chiroptères, notamment pour les régimes insectivores.

Notre étude a mis en évidence l'importance de la couverture forestière dans les massifs. Il convient donc de ne pas négliger les lisières existantes – bords de route ou de pistes- en gardant à l'esprit que des lisières progressives et pluristratifiées seront bénéfiques au plus grand nombre d'espèces (Gosselin et al., 2010).

Enfin, il faut garder à l'esprit que malgré l'expansion de la superficie forestière durant ces dernières décennies, les massifs subissent de plus en plus une fragmentation nocive à la biodiversité. La plupart des espèces ont pourtant besoin d'un continuum écologique entre les différents massifs pour accomplir leur cycle biologique, et pour éviter l'isolement voire l'extinction de certaines populations. Cette constatation s'applique notamment aux insectes, dont dépendent directement les chiroptères et une partie de l'avifaune.

La conservation de la biodiversité s'envisage donc à plusieurs niveaux, et bien que toutes les espèces ne puissent être ciblées, la réflexion doit rester néanmoins globale.

De nombreux outils sont à disposition pour aider les gestionnaires, privés ou publics, à prendre en compte le bois mort et la biodiversité dans leur plan de gestion. Il est recommandé pour cela de se rapprocher des Centres Régionaux de la Propriété Forestière (CRPF) et de l'Office National des Forêts (ONF). Le Ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt (MAAF) recommande particulièrement l'ouvrage de Marion Gosselin et Yoan Paillet : « Mieux intégrer la

biodiversité dans la gestion forestière » qui fournit un certain nombre d'éléments aux gestionnaires pour mettre en œuvre une gestion durable leur forêt.

BIBLIOGRAPHIE

- AKAIKE H. - New look at the statistical model identification. - *IEEE Transactions on Automatic Control*, vol. AC-19, n° 6, 1974, pp. 716-723.
- AUGENFELD K.H., FRANKLIN S.B., SNYDER D.H. - Breeding bird communities of upland hardwood forest 12 years after shelterwood logging. - *Forest Ecology and Management*, vol. 255, n° 3-4, 2008, pp. 1271-1282.
- BARATAUD M. - *Ecologie acoustique des chiroptères d'Europe. Identification des espèces, études de leurs habitats et comportements de chasse.* . Biotope, Muséum national d'histoire naturelle éd., 2012a, 344 p. p.
- BARATAUD M. - Rapport d'étude: Fréquentation des prairies de fauche par les chiroptères en chasse dans les Alpes du Sud. -, 2012b, pp. 28.
- BATES D., MAECHLER M., BOLKER B. (2013) lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and Eigenfaces. *Journal of Statistical Software*, vol. 65, n° 1, 2013, pp. 1-67.
- BENGTSSON J. - Which species? What kind of diversity? Which ecosystem function? Some problems in studies of relations between biodiversity and ecosystem function. - *Applied Soil Ecology*, vol. 10, n° 3, 1998, pp. 191-199.
- BERGES L., GOSSELIN M., LAROUSSINIE O., EFNO C.N.S.V. - Rôle des coupes, de la stratification verticale et du mode de traitement dans la conservation de la biodiversité. *In: in : Biodiversité et gestion forestière : connaître pour préserver. Synthèse bibliographique*, 2004, CEMAGREF Editions, Antony, p. p. 149-215.
- BLANC L.A., MARTIN K. - Identifying suitable woodpecker nest trees using decay selection profiles in trembling aspen (*Populus tremuloides*). - *Forest Ecology and Management*, vol. 286, 2012, pp. 192-202.
- BOBIEC A. - Living stands and dead wood in the Białowieża forest: Suggestions for restoration management. - *Forest Ecology and Management*, vol. 165, n° 1-3, 2002, pp. 125-140.
- BOUGET C. - Enjeux du bois mort pour la conservation de la biodiversité et la gestion des forêts. - *Rendez-vous Techniques ONF*, n° 16, 2007, pp. 55-59.
- BRANDT G., BLOWS L., LINTON D., PALING N., PRESCOTT C. - Habitat associations of British bat species on lowland farmland within the Upper Thames catchment area. - *Centre for Wildlife Assessment & Conservation E-Journal*, n° 1, 2007, pp. 10-19.
- BRUCIAMACCHIE M. - *Protocole de suivi d'espaces naturels protégés.* ENGREF - Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable, 2005.
- BURNHAM K.P., ANDERSON D.A. - *Model Selection and Multi-Model Inference: A Practical Information-Theoretic Approach.* 2nd edition éd., Springer, 2002.
- BURNHAM K.P., ANDERSON D.R., HUYVAERT K.P. - AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: Some background, observations, and comparisons. - *Behavioral Ecology and Sociobiology*, vol. 65, n° 1, 2011, pp. 23-35.

- CRAMPTON L.H., BARCLAY R.M.R. - Selection of roosting and foraging habitat by bats in different-aged aspen mixedwood stands. - *Conservation Biology*, vol. 12, n° 6, 1998, pp. 1347-1358.
- DAGNELIE P., PALM R., RONDEUX J., THILL A. - *Tables de cubage des arbres et des peuplements forestiers* 1999.
- DEAL R.L. - Management strategies to increase stand structural diversity and enhance biodiversity in coastal rainforests of Alaska. - *Biological Conservation*, vol. 137, n° 4, 2007, pp. 520-532.
- ERICKSON J.L., WEST S.D. - Associations of bats with local structure and landscape features of forested stands in western Oregon and Washington. - *Biological Conservation*, vol. 109, n° 1, 2003, pp. 95-102.
- FRASER G.S., STUTCHBURY B.J.M. - Area-sensitive forest birds move extensively among forest patches. - *Biological Conservation*, vol. 118, n° 3, 2004, pp. 377-387.
- FRÉMONT J.M., CHEVALIER H., DUMÉ G., LECOCQ M., VAN DE MAELE E., CHAPELANT E. - *Indicateurs de gestion durable des forêts françaises métropolitaines : édition 2010*. Rap. n° ISBN 978-2-11-128697-9. Ministère de l'Agriculture, de l'alimentation, de la Pêche, de la Ruralité et de l'aménagement du Territoire, Paris, 2010, 200 p. p.
- FROCHOT B. - Biodiversité et gestion forestière. - *RenDez-Vous techniques*, vol. Hors série n°6, n° 6 (Hors-série), 2011, pp. 17-27.
- GIL-TENA A., SAURA S., BROTONS L. - Effects of forest composition and structure on bird species richness in a Mediterranean context: Implications for forest ecosystem management. - *Forest Ecology and Management*, vol. 242, n° 2-3, 2007, pp. 470-476.
- GOSSELIN M., GOSSELIN F. (2008) Indicateurs et suivis de biodiversité forestière. In: Journées 2007-2008 d'appui aux services déconcentrés et aux EPL, 4.
- GOSSELIN M., PAILLET Y., FRA C.N.S.V.U.E., FRA C.N.S.V.U.E. - *Mieux intégrer la biodiversité dans la gestion forestière*. Editions Quae, Versailles, 2010, 157 p. p.
- GREGORY R.D., VORISEK P., VAN STRIEN A., GMELIG MEYLING A.W., JIGUET F., FORNASARI L., REIF J., CHYLARECKI P., BURFIELD I.J. - Population trends of widespread woodland birds in Europe. - *Ibis*, vol. 149, n° SUPPL. 2, 2007, pp. 78-97.
- HELLE P. - Bird community dynamics in a boreal forest reserve: the importance of large-scale regional trends. - *Annales Zoologici Fennici*, vol. 23, n° 2, 1986, pp. 157-166.
- HOLMES R., ROBINSON S. - Tree species preferences of foraging insectivorous birds in a northern hardwoods forest. - *Oecologia*, vol. 48, n° 1, 1981, pp. 31-35.
- HOLMES R.T. - Avian population and community processes in forest ecosystems: Long-term research in the Hubbard Brook Experimental Forest. - *Forest Ecology and Management*, vol. 262, n° 1, 2011, pp. 20-32.
- HUMES M.L., HAYES J.P., COLLOPY M.W. - Bat activity in thinned, unthinned, and old-growth forests in Western Oregon. - *Journal of Wildlife Management*, vol. 63, n° 2, 1999, pp. 553-561.
- HURVICH C.M., TSAI C.-L. - A corrected Akaike information criterion for vector autoregressive model selection. - *Journal of Time Series Analysis*, vol. 14, n° 271-279., 1993.

- JULLIARD R., JIGUET F. - Integrated monitoring of common bird species in France. - *Un suivi intégré des populations d'oiseaux communs en France*, vol. 70, n° 1, 2002, pp. 137-147.
- JUNG K., KAISER S., BÖHM S., NIESCHULZE J., KALKO E.K.V. - Moving in three dimensions: Effects of structural complexity on occurrence and activity of insectivorous bats in managed forest stands. - *Journal of Applied Ecology*, vol. 49, n° 2, 2012, pp. 523-531.
- KAŇUCH P., DANKO Š., CELUCH M., KRIŠTÍN A., PJENČÁK P., MATIS Š., ŠMÍDT J. - Relating bat species presence to habitat features in natural forests of Slovakia (Central Europe). - *Mammalian Biology - Zeitschrift für Säugetierkunde*, vol. 73, n° 2, 2008, pp. 147-155.
- KOTZE D.J., JOHNSON C.A., O'HARA R.B., VEPSÄLÄINEN K., FOWLER M.S. - *Editorial: The Journal of Negative Results in Ecology and Evolutionary Biology*. *Journal of Negative Results — Ecology & Evolutionary Biology*, 2004, 5 p.
- LINDEN D.W., ROLOFF G.J., KROLL A.J. - Conserving avian richness through structure retention in managed forests of the Pacific Northwest, USA. - *Forest Ecology and Management*, vol. 284, 2012, pp. 174-184.
- MARTIKAINEN P., SIITONEN J., PUNTTILA P., KAILA L., RAUH J. - Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. - *Biological Conservation*, vol. 94, n° 2, 2000, pp. 199-209.
- MCCULLAGH P., NELDER J.A. - *Generalized Linear Models*. 2 éd., 1989.
- MENZEL M.A., CARTER T.C., MENZEL J.M., FORD W.M., CHAPMAN B.R. - Effects of group selection silviculture in bottomland hardwoods on the spatial activity patterns of bats. - *Forest Ecology and Management*, vol. 162, n° 2-3, 2002, pp. 209-218.
- NEWELL F.L., RODEWALD A.D. - Management for oak regeneration: Short-term effects on the bird community and suitability of shelterwood harvests for canopy songbirds. - *Journal of Wildlife Management*, vol. 76, n° 4, 2012, pp. 683-693.
- NIKOLOV S.C. - Effect of stand age on bird communities in late-successional Macedonian pine forests in Bulgaria. - *Forest Ecology and Management*, vol. 257, n° 2, 2009, pp. 580-587.
- NILSSON S.G., NIKLASSON M., HEDIN J., ARONSSON G., GUTOWSKI J.M., LINDER P., LJUNGBERG H., MIKUSIŃSKI G., RANIUS T. - Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests. - *Forest Ecology and Management*, vol. 161, n° 1-3, 2002, pp. 189-204.
- OTTO H.J. - *Ecologie forestière*. IDF, Paris, 1998, 397 p. p.
- PAILLET Y., BERGÈS L., HJÄLTÉN J., ÓDOR P., AVON C., BERNHARDT-RÖMERMANN M., BIJLSMA R.J., DE BRUYN L., FUHR M., GRANDIN U., KANKA R., LUNDIN L., LUQUE S., MAGURA T., MATESANZ S., MÉSZÁROS I., SEBASTIÀ M.T., SCHMIDT W., STANDOVÁR T., TÓTHMÉRÉSZ B., UOTILA A., VALLADARES F., VELLAK K., VIRTANEN R. - Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: Meta-analysis of species richness in Europe. - *Conservation Biology*, vol. 24, n° 1, 2010, pp. 101-112.
- PEARMAN P.B. - The scale of community structure: Habitat variation and avian guilds in tropical forest understory. - *Ecological Monographs*, vol. 72, n° 1, 2002, pp. 19-39.
- PERNOT C. - Comparaison de structure et de biodiversité entre des forêts exploitées et non exploitées en France : bilan des données acquises et premières perspectives. - *Rapport de stage. Master 2 "Environnement et Aménagement"*, Université Paul Verlaine - Metz, 2012, pp. 55p.

ROSENVALD R., LÖHMUS A., KRAUT A., REMM L. - Bird communities in hemiboreal old-growth forests: The roles of food supply, stand structure, and site type. - *Forest Ecology and Management*, vol. 262, n° 8, 2011, pp. 1541-1550.

TILLON L. Chiroptères et matrice forestière : choix et utilisation des gîtes sylvestres, terrains de chasse, et propositions de gestion conservatoire. SEVAB Université Paul Sabatier, ONF, Toulouse, Paris.

VALLAURI D., PONCET L. - *La protection des forêts en France. Indicateurs 2002*. WWF-France, Paris, 2002, 100 p.

VERBOOM B., SPOELSTRA K. - Effects of food abundance and wind on the use of tree lines by an insectivorous bat, *Pipistrellus pipistrellus*. - *Canadian Journal of Zoology*, vol. 77, n° 9, 1999, pp. 1393-1401.

WESOŁOWSKI T., MITRUS C., CZESZCZEWIK D., ROWIŃSKI P. - Breeding bird dynamics in a primeval temperate forest over thirty-five years: Variation and stability in the changing world. - *Acta Ornithologica*, vol. 45, n° 2, 2010, pp. 209-232.

ZHANG J., KISSLING W.D., HE F. - Local forest structure, climate and human disturbance determine regional distribution of boreal bird species richness in Alberta, Canada. - *Journal of Biogeography*, 2012.

ZUUR A.F., IENO E.N., ELPHICK C.S. - A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. - *Methods in Ecology and Evolution*, vol. 1, n° 1, 2010, pp. 3-14.

RESUME

Sustainable forest management is a major concern as a significant part of the worldwide biodiversity is dependent on forests. In order to protect this biological diversity, it is essential to understand underlying mechanisms. The aim of this study was to search for structural variables such as deadwood, which predict best birds and bats richness, to provide forest managers with quantified guidelines. Birds and bats functional group richness was estimated through presence/absence data obtained from surveys conducted within STOC-EPS and MCD30 protocols. Analyses were performed with GLMM and best models were chosen according to AICc values. Our results show that dead wood volumes increase total richness of birds and bats, forests birds, small edge-hunter bats and on edge bats (all sizes). Those results are weak for birds, stronger for bats but marginal for forest birds and small edge-hunter bats. The richness of generalist, omnivorous and hole-nesters birds is slightly higher in unmanaged forests (marginally for generalist). Small diameter trees have a negative and significant influence on insectivorous and ground-nesters birds. Gleaners are positively influenced by density of standing dead wood. Forest cover has a strong and significant influence on big edge-hunter bats. This report gives also some advice to forest managers.

Keywords: chiroptera, birds, fonctionnal group, forest management, dead wood

ANNEXES

Annexe A : Caractéristiques des massifs étudiés du projet GNB

Massif	Département	Type de substrat	Altitude moyenne (m)	Nombre de placettes		Type de forêt	Type de gestion	Surface du massif (ha)	Surface zone non exploitée (ha)
				EXP	NON EXP				
Auberive	52	Calcaire	455	12	12	Hêtraie calcicole	Futaie irrégulière	5580	232
Fontainebleau	77	Acide	132	13	16	Hêtraie acidiphile et hêtraie-chênaie neutrophile	Futaie régulière	17072	443.5
Ventron	68 et 88	Acide	933	4	4	Hêtraie sapinière	Futaie irrégulière	1647.7	397
Ballons-Comtois	70, 88 et 90	Acide	1013	8	8	Hêtraie-sapinière	Futaie irrégulière	2259.43	273.61
Citeaux	21	Acide	232	6	6	Chênaie	Futaie régulière	3561	46.68
Combe-Lavaux	21	Calcaire	428	4	4	Chênaie-charmaie calcicole	Futaie régulière	486.99	300
Chizé	79 et 17	Calcaire	80	12	12	Hêtraie calcicole thermophile et chênaie pubescente	Futaie régulière et Conversion	4819.81	2579
Engins	38	Calcaire	1581	5	5	Pessière à doradilles	Futaie irrégulière	1016.56	190.41
Bois du Parc	89	Calcaire	183	5	5	Chênaie-charmaie mésoxérophile	Futaie régulière	45	45
Haut Tuileau	10	Acide	164	7	7	Chênaie mixte	Futaie régulière	2566.76	126.69
Ventoux	84	Calcaire	1343	5	5	Hêtraie-sapinière	Futaie irrégulière	3473.71	906.74
Lure	4	Calcaire	1463	4	4	Hêtraie-sapinière	Futaie irrégulière	3981	553
Rambouillet	78	Acide	168	8	8	Chênaie acidiphile sessiflore	Conversion en futaie régulière	14090.44	NC
Verrières	91	Acide	173	4	4	Chênaie-châtaigneraie	Futaie régulière	575.56	42
Haute Chaîne du Jura	01 et 39	Calcaire	816	8	8	Hêtraie-sapinière	Futaie irrégulière	7989	NC

Total : 213

Annexe B : Calculs des variables dendométriques

Les densités calculées sont les suivantes :

- *Densité de bois mort debout à l'hectare*
- *Densité de bois mort au sol (D >30 cm) à l'hectare*
- *Densité de souche à l'hectare*
- *Volume de bois mort debout : V.BMD*

En connaissant la hauteur (h) et le diamètre à 1.30 m ($D_{1.30}$) de l'arbre mort debout, il est possible de déterminer son volume exprimé en m^3 . f : coefficient de forme

$$V.BMD = \pi * (D_{1.30}/2)^2 * h * f$$

Par la suite, on somme l'ensemble des volumes calculés pour chaque arbre mort debout présent sur la placette afin d'obtenir un volume de bois mort debout en m^3/ha .

- *Volume de souche : V.S*

Ce volume est calculé selon le même principe que précédemment mais une sélection a été effectuée au préalable afin de traiter uniquement les souches parmi les bois morts debout.

- *Volume de bois mort au sol : V.BMS*

Bois mort au sol D > 30 cm

En connaissant la longueur du tronc (L) et les diamètres initial, médian et final (D_{ini} , D_{med} et D_{fin}) de l'arbre mort au sol, il est possible de déterminer son volume. Lorsque les 3 diamètres sont connus il est possible de calculer le coefficient de forme à appliquer. Dans ce cas, la formule est la suivante

$$V.BMS = \pi * (D_{1.30}/2)^2 * L * f$$

Si seul le diamètre médian est connu, la formule pour calculer le volume est tout simplement la formule de calcul de volume d'un cylindre

$$V.BMS = \pi * (D_{1.30}/2)^2 * L$$

Bois mort au sol 5 < D < 30 cm

La formule utilisée pour estimer le volume des petits bois mort au sol est corrigée en intégrant l'angle α de la pièce de bois si cette dernière n'est pas horizontale.

$$V.BMS = (\pi^2 * D_{med}^2) / (8 * L * \cos(\alpha))$$

Par la suite, on somme l'ensemble des volumes calculés pour chaque arbre mort au sol présent sur la placette afin d'obtenir un volume de bois mort au sol en m^3/ha .

- *Volume de bois mort total : V.BMT*

Ce volume est obtenu en sommant les volumes de bois morts debout et de bois morts au sol et s'exprime également en m^3/ha .

Annexe C : Liste des espèces de l'avifaune et leurs traits fonctionnels

Genre Espèce	Nom vernaculaire	Pref.habitat	Diet	Nest_loc
Prunella modularis	Accenteur mouchet	F	I	ARB
Pernis apivorus	Bondrée apivore	F	I	ARB
Carduelis carduelis	Chardonneret élégant	F	H	ARB
Corvus corone	Corneille noire	G	O	ARB
Cuculus canorus	Coucou gris	G	I	ARB
Sylvia atricapilla	Fauvette à tête noire	G	O	ARB
Sylvia borin	Fauvette des jardins	F	O	ARB
Garrulus glandarius	Geai des chênes	F	O	ARB
Muscicapa striata	Gobemouche gris	F	I	CAVI
Ficedula hypoleuca	Gobemouche noir	F	I	CAVI
Certhia familiaris	Grimpereau des bois	F	I	CAVI
Certhia brachydactyla	Grimpereau des jardins	F	I	CAVI
Turdus viscivorus	Grive draine	G	O	ARB
Turdus iliacus	Grive mauvis	F	I	ARB
Turdus philomelos	Grive musicienne	G	O	ARB
Turdus philomelos	Grive musicienne	G	O	ARB
Coccothraustes coccothraustes	Grosbec casse-noyaux	F	O	ARB
Carduelis cannabina	Linotte mélodieuse	F	H	ARB
Oriolus oriolus	Loriot d'Europe	F	I	CAVI
Turdus merula	Merle noir	G	O	ARB
Aegithalos caudatus	Mésange à longue queue	G	I	CAVI
Cyanistes caeruleus	Mésange bleue	F	O	CAVI
Parus major	Mésange charbonnière	G	O	CAVI
Parus major	Mésange charbonnière	G	O	CAVI
Parus cristatus	Mésange huppée	F	O	CAVI
Periurus ater	Mésange noire	F	O	CAVI
Poecile palustris	Mésange nonnette	F	O	CAVI
Dendrocopos major	Pic épeiche	G	O	CAVI
Dendrocopos minor	Pic épeichette	F	I	CAVI
Dendrocopos medius	Pic mar	F	I	CAVI
Dryocopus martius	Pic noir	F	I	CAVI
Picus viridis	Pic vert	G	I	CAVI
Columba oenas	Pigeon colombin	F	H	CAVI
Columba palumbus	Pigeon ramier	G	H	ARB
Fringilla coelebs	Pinson des arbres	G	O	ARB
Anthus trivialis	Pipit des arbres	F	I	SOL
Phylloscopus bonelli	Pouillot de Bonelli	F	I	SOL
Phylloscopus trochilus	Pouillot fitis	G	I	SOL
Phylloscopus sibilatrix	Pouillot siffleur	F	I	SOL
Phylloscopus collybita	Pouillot véloce	F	I	SOL
Regulus ignicapillus	Roitelet à triple bandeau	F	I	CAVI
Regulus regulus	Roitelet huppé	F	I	CAVI
Luscinia megarhynchos	Rosignol philomèle	F	I	SOL
Erithacus rubecula	Rougegorge familier	G	I	SOL
Phoenicurus phoenicurus	Rougequeue à front blanc	F	I	CAVI
Sitta europaea	Sittelle torchepot	F	O	CAVI
Troglodytes troglodytes	Troglodyte mignon	G	I	SOL
Carduelis chloris	Verdier d'Europe	F	H	ARB

Annexe D : Liste des espèces des chiroptères et leurs traits fonctionnels

Genre Espèce	Nom vernaculaire	Groupe fonctionnel
Rhinolophus hipposideros	Petit rhinolophe	Glaneur
Myotis mystacinus	Murin à moustaches	Glaneur
Myotis brandtii	Murin de Brandt	Glaneur
Myotis alcathoe	Murin d'Alcathoe	Glaneur
Myotis bechsteinii	Murin de Bechstein	Glaneur
Myotis nattereri	Murin de Natterer	Glaneur
Myotis emarginatus	Murin à oreilles échancrées	Glaneur
Myotis myotis	Grand murin	Glaneur
Plecotus auritus	Oreillard roux	Glaneur
Plecotus austriacus	Oreillard gris	Glaneur
Rhinolophus ferrumequinum	Grand rhinolophe	GrandeLisiere
Nyctalus leisleri	Noctule de Leisler	GrandeLisiere
Nyctalus noctula	Noctule commune	GrandeLisiere
Eptesicus serotinus	Sérotine commune	GrandeLisiere
Tadarida teniotis	Molosse de Cestoni	GrandeLisiere
Pipistrellus pipistrellus	Pipistrelle commune	PetiteLisiere
Pipistrellus pygmaeus	Pipistrelle pygmée	PetiteLisiere
Pipistrellus kuhlii	Pipistrelle de Kuhl	PetiteLisiere
Pipistrellus nathusii	Pipistrelle de Nathusius	PetiteLisiere
Barbastella barbastellus	Barbastelle commune	PetiteLisiere

Annexe E : Sélection des modèles avec les variables affinées

	Response variables	Model	Explanatory variables	Estimate	SE	z value	P-value
Avifaune	RS tot	[1]	Intercept	2.305408	0.062136	37.1	<2e-16 ***
			V.TGBMD.cr	0.043908	0.025003	1.76	0.0791 .
			V.GBMD.cr	0.016955	0.025478	0.67	0.5057
			V.MBMD.cr	0.009485	0.028706	0.33	0.7411
			V.PBMD.cr	-0.018585	0.024884	-0.75	0.4551
		[2]	Intercept	2.31049	0.06159	37.51	<2e-16 ***
			V.TGBMS.cr	0.01059	0.03063	0.35	0.73
			V.GBMS.cr	0.0153	0.03203	0.48	0.633
			V.MBMS.cr	0.0327	0.02763	1.18	0.237
			V.PBMS.cr	0.01836	0.02659	0.69	0.49
		[3]	Intercept	2.3051	0.06378	36.14	<2e-16 ***
			V.C.cr	0.03106	0.02833	1.1	0.273
			V.S.cr	0.01594	0.02656	0.6	0.548
			V.BMS.cr	0.04435	0.02707	1.64	0.101
		RS SF	RS SF	[1]	Intercept	1.35937	0.09089
V.TGBMD.cr	0.01068				0.03921	0.272	0.7853
V.GBMD.cr	0.03586				0.03755	0.955	0.3397
V.MBMD.cr	0.0583				0.03543	1.646	0.0999 .
V.PBMD.cr	-0.03199				0.04145	-0.772	0.4402
[2]	Intercept			1.37048	0.08938	15.333	<2e-16 ***
	V.TGBMS.cr			-0.00798	0.04948	-0.161	0.872
	V.GBMS.cr			0.01469	0.04883	0.301	0.764
	V.MBMS.cr			0.04333	0.0417	1.039	0.299
	V.PBMS.cr			0.02451	0.04155	0.59	0.555
[3]	Intercept			1.36404	0.09068	15.042	<2e-16 ***
	V.C.cr			0.04928	0.04167	1.183	0.237
	V.S.cr			0.0113	0.0412	0.274	0.784
	V.BMS.cr			0.03786	0.0416	0.91	0.363
[4]	Intercept			1.36839	0.08867	15.432	<2e-16 ***
	V.BMD.PD.cr	0.05783	0.04166	1.388	0.165		
	V.BMS.PD.cr	0.05585	0.03737	1.495	0.135		

		V.BMD.TD.cr	-0.02868	0.04514	-0.635	0.525
		V.BMS.TD.cr	-0.06975	0.04558	-1.53	0.126
RS Insectivores	[1]	Intercept	1.33635	0.06357	21.022	<2e-16 ***
		N.TGBV.cr	0.02612	0.04455	0.586	0.5577
		N.GBV.cr	0.02795	0.04433	0.63	0.5284
		N.MBV.cr	-0.05434	0.04647	-1.169	0.2423
		N.PBV.cr	-0.09858	0.04807	-2.051	0.0403 *
RS nicheurs au sol	[1]	Intercept	0.917535	0.048539	18.903	<2e-16 ***
		N.TGBV.cr	-0.066674	0.052193	-1.277	0.201441
		N.GBV.cr	-0.004616	0.050337	-0.092	0.926935
		N.MBV.cr	-0.093474	0.052692	-1.774	0.076065 .
		N.PBV.cr	-0.191066	0.056511	-3.381	0.000722 ***
Chiroptères RS tot	[1]	Intercept	1.25014	0.25468	4.909	9.17e-07 ***
		V.TGBMD.cr	0.13854	0.04945	2.802	0.00509 **
		V.GBMD.cr	0.10337	0.04808	2.15	0.03156 *
		V.MBMD.cr	-0.0327	0.06591	-0.496	0.61982
		V.PBMD.cr	0.08035	0.05027	1.598	0.10997
	[2]	Intercept	1.27151	0.27288	4.66	3.17e-06 ***
		V.TGBMS.cr	-0.04717	0.06802	-0.693	0.488
		V.GBMS.cr	0.13114	0.06946	1.888	0.0590 .
		V.MBMS.cr	0.12747	0.06315	2.019	0.0435 *
		V.PBMS.cr	-0.02786	0.0672	-0.415	0.6784
	[3]	Intercept	1.26697	0.25968	4.879	1.07e-06 ***
		V.C.cr	0.13673	0.05598	2.443	0.0146 *
		V.S.cr	0.05851	0.04927	1.188	0.235
		V.BMS.cr	0.05717	0.06788	0.842	0.3996
RS Glaneurs	[1]	Intercept	-0.49604	0.40301	-1.231	0.218
		N.S.ha.cr	0.13361	0.08624	1.549	0.121
		N.C.ha.cr	0.15719	0.11669	1.347	0.178
RS Pte Lis	[1]	Intercept	0.07833	0.13183	0.594	0.552
		V.TGBMD.cr	0.07618	0.08346	0.913	0.361
		V.GBMD.cr	0.16042	0.07479	2.145	0.032 *
		V.MBMD.cr	-0.1833	0.13335	-1.375	0.169
		V.PBMD.cr	0.02151	0.09336	0.23	0.818
	[2]	Intercept	0.10827	0.16506	0.656	0.512

		V.TGBMS.cr	-0.03817	0.11804	-0.323	0.746
		V.GBMS.cr	0.10197	0.11289	0.903	0.366
		V.MBMS.cr	0.09433	0.10454	0.902	0.367
		V.PBMS.cr	0.02859	0.11297	0.253	0.8
[3]		Intercept	0.10512	0.15021	0.7	0.484
		V.C.cr	0.07448	0.09776	0.762	0.446
		V.S.cr	0.03899	0.0796	0.49	0.624
		V.BMS.cr	0.09507	0.10872	0.874	0.382
RS Gde Lis	[1]	Intercept	-1.01663	0.51272	-1.983	0.0474 *
		N.S.ha.cr	0.13226	0.09318	1.419	0.1558
		N.C.ha.cr	0.17418	0.2451	0.711	0.4773
		PourcArb.cr	0.72048	0.29604	2.434	0.0149 *
RS Lis	[1]	Intercept	0.51568	0.25349	2.034	0.04192 *
		V.TGBMD.cr	0.10652	0.06268	1.699	0.08924 .
		V.GBMD.cr	0.14867	0.05697	2.61	0.00906 **
		V.MBMD.cr	-0.0209	0.08925	-0.234	0.81483
		V.PBMD.cr	0.05085	0.06929	0.734	0.46305
	[2]	Intercept	0.528553	0.277461	1.905	0.0568 .
		V.TGBMS.cr	-0.112023	0.100052	-1.12	0.2629
		V.GBMS.cr	0.141273	0.088904	1.589	0.112
		V.MBMS.cr	0.122983	0.081039	1.518	0.1291
		V.PBMS.cr	0.008098	0.090824	0.089	0.929
	[3]	Intercept	0.52855	0.25568	2.067	0.0387 *
		V.C.cr	0.12642	0.0719	1.758	0.0787 .
		V.S.cr	0.05033	0.06243	0.806	0.4201
		V.BMS.cr	0.04737	0.08983	0.527	0.598