



Cemagref de Nogent sur Vernisson

Unité de Recherche Ecosystèmes forestiers

Equipe Interactions gestion forestière et biodiversité spécifique

Maîtres de stage: Yoan Paillet et Frédéric Gosselin

Superviseur : Vincent Chassagny, Université Paris XII

Remerciements

Tout d'abord, je remercie Yoan Paillet et Frédéric Gosselin qui m'ont permis de faire ce stage et m'ont appris, soutenue et aidée pendant ces un peu plus de sept mois.

Je tiens à faire part de ma reconnaissance à Monsieur le Directeur Jean-Jacques Tolron pour m'avoir accueilli au sein du groupement du Cemagref de Nogent-sur-Vernisson.

J'adresse également mes remerciements aux volontaires du test d'effet observateur : Didier Brauche, Christophe Calbo, Emmanuelle Dauffy-Richard, Gilles Defour, Sylvain Ducroux, Frédéric Gosselin, Marion Gosselin, Hilaire Martin, Benoit Nusillard, Charles Ricou, Jean Jacques Boutteaux, Lucie Debret, Jacques Gagnot, Thiery Kaminski, Romaric Leconte, Yan Rouzant, Nicolas Tison, Manoël Doin, Eric Mermin, Caroline Druesne, Laurent Domergue, Mathilde Redon.

Merci d'avoir accordé du temps à cette étude, merci de votre investissement et de votre patience.

Ensuite, je remercie Frédéric Archaux et Jean Yves Barnagaud pour leur aide précieuse et leur patience lors des analyses statistiques.

Je tiens à remercier l'ensemble de l'équipe du Cemagref de Nogent-sur-Vernisson qui a grandement contribué à rendre se stage agréable avec une ambiance de travail sympathique.

Un merci particulier aux habitants de la ferme et autres dépendances sans qui l'exil à Nogent aurait pu paraître long.

Sommaire

LISTE DES FIGURES ET TABLEAUX.....	III
1. INTRODUCTION.....	1
SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE.....	3
2. SYNTHESE BIBLIOGRAPHIQUE.....	4
BIODIVERSITE ET EXPLOITATION FORESTIERE.....	4
LES MICROHABITATS.....	7
LE PROJET GNB.....	9
EFFET OBSERVATEUR.....	10
3. MATERIELS ET METHODES.....	14
3.1. PRESENTATION DES SITES D'ÉTUDE.....	14
3.1.1. <i>Présentation des Massifs.....</i>	<i>14</i>
3.1.2. <i>Mise en place des placettes d'étude.....</i>	<i>15</i>
3.2. CREATION D'UNE CLE DE DETERMINATION DE MICROHABITATS DES ARBRES.....	15
3.3. PROTOCOLE DE SUIVI DES ESPACES NATURELS ET PROTEGES : MISE EN PLACE DES PLACETTES ET RELEVÉ DENDROMÉTRIQUE..	17
3.4. EFFET OBSERVATEUR.....	20
3.4.1. <i>Choix des placettes et arbres du protocole.....</i>	<i>20</i>
3.4.2. <i>Volontaires.....</i>	<i>21</i>
3.4.3. <i>Consensus.....</i>	<i>21</i>
3.5. ÉTUDE DE L'IMPACT DE L'EXPLOITATION ET DES CARACTÉRISTIQUES DES ARBRES SUR LES MICROHABITATS.....	21
3.6. ANALYSES STATISTIQUES.....	22
3.6.1. <i>Choix du traitement statistique.....</i>	<i>22</i>
3.6.2. <i>Effet observateur.....</i>	<i>23</i>
3.6.3. <i>Etude le l'impact de l'exploitation et des caractéristiques des arbres sur les microhabitats.....</i>	<i>25</i>
4. RESULTATS.....	28
4.1. EFFET OBSERVATEUR.....	28
4.1.1. <i>Richesse en microhabitats.....</i>	<i>28</i>
4.1.2. <i>Effet observateur à l'échelle du microhabitat.....</i>	<i>31</i>
4.1.3. <i>Consensus.....</i>	<i>38</i>
4.2. ÉTUDE LE L'IMPACT DE L'EXPLOITATION ET DES CARACTÉRISTIQUES DES ARBRES SUR LES MICROHABITATS.....	39
4.2.1. <i>Richesse en microhabitats.....</i>	<i>39</i>
4.2.2. <i>A l'échelle du microhabitat.....</i>	<i>43</i>
5. DISCUSSION.....	45
5.1. EFFET OBSERVATEUR.....	45

5.1.1. <i>Limites du test.</i>	46
5.1.2. <i>Recommandations.</i>	46
5.2. IMPACT DE L'EXPLOITATION ET DES CARACTERISTIQUES DES ARBRES SUR LES MICROHABITATS.	47
6. CONCLUSION ET PERSPECTIVES.	49
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUE	50
ANNEXES	II

Liste des Figures et Tableaux.

Figure 1 : Carte figurant l'emplacement des massifs d'étude en France.

Figure 2: Clé de microhabitats. Description, codification et schéma.

Figure 3: Schéma général de la structure d'une placette protocole SENP. D1, 30 signifie diamètre mesuré à 1m30 de hauteur.
Les relevés sur arbres vivant de plus de 20 ou 30 cm et sur arbres mort debout de plus de 30 cm

Figure 4: Schéma des transformations de données pour l'étude de la probabilité de détection ou d'invention de microhabitats.

Figure 5 : Richesse des microhabitats observés lors du test d'Effet observateur. Les barres d'erreur représentent les erreurs types des estimations du modèle. Les différences significatives sont indiquées par des lettres différentes; $P < 0.05$

Figure 6: Estimation des pourcentages d'observation du microhabitat 531 : Branches mortes dans le houppier, de 10 à 25%.
Les différentes lettres pour les observateurs d'un même massif expriment les différences significatives.

Figure 7: Estimation des pourcentages d'observation du microhabitat 532 : Branches mortes dans le houppier, de 25% à 50%.
Les différentes lettres pour les observateurs d'un même massif expriment les différences significatives.

Figure 8 : Estimation des pourcentages d'observation du microhabitat 621 : Cavité d'origine trou de pic. Les différentes lettres pour les observateurs d'un même massif expriment les différences significatives.

Figure 9 : Estimation des pourcentages d'observation du microhabitat 622 : Cavité d'origine naturelle. Les différentes lettres pour les observateurs d'un même massif expriment les différences significatives.

Figure 12 : Estimation des pourcentages d'observation du microhabitat 641 : écorce déhiscente. Les différentes lettres pour les observateurs d'un même massif expriment les différences significatives.

Figure 11 : Estimation des pourcentages d'observation du microhabitat 632 : Fentes. Les différentes lettres pour les observateurs d'un même massif expriment les différences significatives.

Figure 10 : Estimation des pourcentages d'observation du microhabitat 623 : Cavités de pics en chaînes. Les différentes lettres pour les observateurs d'un même massif expriment les différences significatives.

Figure 13 : Estimation des pourcentages d'observation du microhabitat 642 : écorce déhiscente. Les différentes lettres pour les observateurs d'un même massif expriment les différences significatives.

Figure 14 : Estimation des pourcentages d'observation du microhabitat 643 : Absence d'écorce. Les différentes lettres pour les observateurs d'un même massif expriment les différences significatives.

Figure 15 : Estimation des pourcentages d'observation du microhabitat 671 : Bryophytes. Les différentes lettres pour les observateurs d'un même massif expriment les différences significatives.

Figure 16 : Estimation des probabilités de détection du microhabitat 671 : Bryophytes.

Figure 17 : Estimation des probabilités d'invention du microhabitat 671 : Bryophytes.

Figure 18 : Richesse des microhabitats estimée pour les parcelles exploitées et non exploitées. Les barres d'erreur représentent les erreurs types des estimations du modèle.

Figure 19 : Richesse des microhabitats estimée pour les cinq massifs d'étude. Les barres d'erreur représentent les erreurs types des estimations du modèle.

Figure 20 : Richesse des microhabitats estimée pour les caractéristiques dendrométriques des arbres. Les barres d'erreur représentent les erreurs types des estimations du modèle.

Tableau 1 : Biodiversité spécifique estimée pour trois forêts tempérée naturelle ou protégées.

Tableau 2: Espèce forestière menacée.

Tableau 3: Relations entre biodiversité et les principaux microhabitats des arbres. Type de microhabitats et exemple d'organismes associés.

Tableau 4 : Récapitulatif des caractéristiques des massifs et des placettes d'étude mises en place.

Tableau 5 : Massifs et placettes du protocole Effet Observateur. Sont renseignés le nombre de placettes, leurs exploitations et nombre d'arbres ainsi que le nombre de volontaires par massifs.

Tableau 6 : Variable explicatives utilisées dans la modélisation de l'impact de l'exploitation et des caractéristiques dendrométrique, et leurs niveaux.

Tableau 7 : Récapitulatif des p-values obtenu lors des tests de significativité de l'effet observateur ; $p < 0.05$

Tableau 8 : Récapitulatif des p-values obtenues lors des tests de significativité de l'effet observateur ; $p < 0.05$

Tableau 9 : Récapitulatif des p-values obtenues lors des tests de significativité des variables explicatives ; $p < 0.005$.

Tableau 10 : Récapitulatif des p-values obtenues lors des tests de significativité des variables explicatives pour les différents microhabitats testés; $p < 0.005.05$.

1. Introduction.

Ces vingt dernières années, la conservation de la biodiversité est devenue une préoccupation mondiale et notamment depuis la conférence internationale du Sommet de la Terre à Rio de Janeiro en 1992. De nombreuses études ont mis en évidence l'importance des forêts dans la conservation de la biodiversité. En effet, l'écosystème forestier est celui qui héberge le plus grand nombre d'espèces vivantes (Dajoz, 1999 ; Rameau et *al.*, 2000).

La gestion des écosystèmes forestiers implique, en plus d'enjeux écologiques, des enjeux économiques liés à l'exploitation et à la production de bois. Une exploitation intensive de la forêt menace de nombreuses espèces dépendantes des forêts naturelles et de leurs caractéristiques (Vallauri, 2003 ; Gosselin, 2004a). Une gestion durable des forêts exploitées avec une préservation de la biodiversité est donc un des enjeux forts de la politique forestière.

Pour permettre la préservation de cette biodiversité et mettre en place des formes de gestion respectueuses, il est important de comprendre les variations de structure, de composition, de fonctionnement entre forêt exploitée et non exploitée et les facteurs explicatifs de ces différences. Un des facteurs explicatifs présumé est la présence de microhabitats (Paillet et *al.*, sous presse).

Au Cemagref de Nogent sur Vernisson au sein de l'équipe *Interactions gestion forestière et biodiversité spécifique* de l'Unité de Recherche Ecosystèmes forestiers, le projet **Gestion, Naturalité, Biodiversité** (GNB) s'intéresse au lien entre biodiversité, exploitation forestière et naturalité.

Le projet repose sur une comparaison entre parcelles exploitées et non exploitées. Cette comparaison se base sur l'échantillonnage de sept taxons et sur des relevés de caractéristiques dendrométriques et écologiques, incluant les microhabitats.

Ces microhabitats, souvent présents sur les arbres vétérans et le bois mort, ont un rôle important dans l'écosystème forestier. Ils peuvent servir de refuge, de nourriture ou encore servir pour la reproduction de nombreux taxons (Vallauri, 2003). L'apparition de certains microhabitats serait en partie liée à des caractéristiques des arbres mais surtout à leur maturité. Or, en forêt exploitée, l'âge d'exploitabilité des arbres survient avant l'âge de maturité (Vallauri et Poncet, 2002).

Cette étude des microhabitats nécessite la création d'une clé de détermination de microhabitats dont la relation avec la biodiversité est avérée ou supposée.

Depuis quelques années des chercheurs se sont intéressés aux effets observateurs rencontrés dans les protocoles d'échantillonnages comme par exemple dans les protocoles de relevés de flore vasculaire. Dans un projet où les relevés de microhabitats des arbres sont basés sur

de l'observation, de la reconnaissance *in situ*, et effectués par de multiples équipes, il est important de pouvoir estimer les variations qui ne sont dues qu'à l'observateur. Ainsi, il est souhaitable de mettre en place un protocole minimisant cet effet, ou de prendre les précautions nécessaires pour s'en affranchir.

Ce stage s'est déroulé en deux parties, le premier objectif a été d'étudier si, pour une clé de détermination de microhabitats pertinents établie sur la base de la bibliographie, (1) il existe un effet observateur significatif. Puis dans un deuxième temps, nous nous sommes intéressés aux facteurs qui peuvent influencer la présence de microhabitats, (2) les caractéristiques des arbres comme l'essence, le diamètre, mais aussi (3) l'exploitation des parcelles, ont-ils un effet significatif sur les microhabitats comme l'on pourrait s'y attendre? Cet effet, s'il existe est-il le même pour tous les microhabitats ?

Synthèse Bibliographique

2. Synthèse bibliographique.

Biodiversité et exploitation forestière.

Définie lors de la conférence internationale de Rio de Janeiro (1992), la biodiversité est « La variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes. »(Article.2 de la *Convention sur la diversité biologique*, 1992). Dans ce travail la biodiversité considérée est la biodiversité interspécifique, c'est-à-dire la diversité des espèces.

La prise de conscience mondiale des enjeux de la biodiversité a entraîné des engagements politiques en faveur de sa conservation. La seconde conférence ministérielle pour la protection des forêts en Europe (Helsinki, 1993) et la résolution H2 ont défini des principes pour la conservation de la biodiversité des forêts européennes (Barthod, 2001). Les politiques de gestion forestière doivent prendre en compte ces soucis de préservation de la diversité biologique et mettre en place des gestions durable.

L'écosystème forestier a un rôle important en termes de protection de la biodiversité. En effet, c'est le type d'habitat qui héberge le plus grand nombre d'espèces vivantes : plus de 6000 pour une hêtraie française (Rameau et *al.*, 2000), 3900 espèces végétales et plus de 6800 espèces animales dans les hêtraies d'Europe centrale (Dajoz, 1999). Le Tableau 1 montre la biodiversité existante dans trois forêts tempérées : une forêt naturelle et deux forêts anciennes : l'une où coexistent des espaces protégés et d'autres exploités, et l'autre classée en réserve naturelle.

Tableau 1 : Biodiversité spécifique estimée pour trois forêts tempérées naturelle ou protégées. (Source Vallauri(coord.), 2003, p129)

	Forêt de Bialowieza (Pologne)		Forêt de Fontainebleau (Ile-de-France)		Forêt de La Massane (Pyrénées-orientales)	
	Nombre d'espèces	Pourcentage	Nombre d'espèces	Pourcentage	Nombre d'espèces	Pourcentage
Règne Animal	8 833	71 %	> 6 038	52 %	2 891	66 %
Insectes	≈ 8 500	68 %	> 5 700	49 %	2 776	63 %
Hyménoptères	3 000	24 %	-	-	165	4 %
Coléoptères	2 000	16 %	> 3 500	30 %	1 434	33 %
Lépidoptères	1 000	8 %	1 700	15 %	340	8 %
Diptères	800	6 %	-	-	423	10 %
Mammifères	62	< 1 %	55	< 1 %	33	< 1 %
Oiseaux	228	2 %	260	2 %	60	1 %
Reptiles et Amphibiens	19	< 1 %	23	< 1 %	20	< 1 %
Poissons	24	< 1 %	-	-	2	< 1 %
Règne Végétal	1 244	10 %	1 810	15 %	879	20 %
Plantes	990	8 %	1 350	11 %	694	16 %
Plantes à fleurs	953	8 %	-	-	676	15 %
Fougères	37	< 1 %	-	-	18	< 1 %
Mousses et hépatiques	254	2 %	460	4 %	185	4 %
Autres	> 2 334	19 %	3 875	33 %	634	14 %
Champignons	> 2 000	16 %	2 700	23 %	353	8 %
Lichens	334	3 %	675	6 %	281	7 %
Algues	-	-	500	4 %	-	-
Total	> 12 411	100 %	> 11 638	100 %	4 404	100 %

Il apparaît que le nombre d'espèces dans ces forêts protégées est de l'ordre du millier, il est estimé que les forêts surexploitées et trop artificialisées n'en abriteraient que quelques centaines (Vallauri, 2003).

Une exploitation intensive de la forêt crée donc une menace pour de nombreuses espèces dépendantes des caractéristiques de forêts naturelles. (Vallauri, 2003;Gosselin, 2004a).

Tableau 2: Espèce forestière menacée en France. (Source Vallauri (coord.), 2003, p134, selon la classification UICN des espèces menacées)

	Espèces forestières menacées d'extinction		Autres espèces forestières demandant un effort de conservation		Total
	Nombre	% des espèces forestières	Nombre	% des espèces forestières	% des espèces forestières
Règne Animal	44		71		
Insectes	15	Inconnue	4	Inconnue	Inconnue
Mammifères	15	21 %	25	35 %	56 %
Oiseaux	8	7 %	27	22 %	29 %
Reptiles	1	9 %	9	82 %	91 %
Amphibiens	5	38 %	6	46 %	85 %
Règne Végétal	49		46		
Conifères	1	5 %	1	5 %	9 %
Arbres et grands arbustes feuillus	2	3 %	4	6 %	8 %
Autres plantes ligneuses feuillues	10	4 %	11	5 %	9 %
Herbacées	30	3 %	25	2 %	5 %
Fougères	6	11 %	5	7 %	19 %

Source : Voir dans Vallauri (coord., 2003), page 124 selon classification UICN des espèces menacées

Les forêts non exploitées ont une dynamique complexe qui permet le développement de phases de fin de succession et crée une mosaïque fine de différentes phases de développement (Gilg, 2005). Ainsi, dans une forêt non exploitée on retrouve des microhabitats d'importance comme le bois mort, des arbres creux, des arbres présentant des particularités (fentes, cavités...), des arbres sénescents... Les formes d'exploitations sylvicoles courantes contrarient le fonctionnement de l'écosystème forestier. Les forêts exploitées présentent une composition en essences, une structure verticale et une dynamique de succession différente avec des phases de sénescence peu fréquentes (Gosselin, 2004a). La gestion forestière (sylviculture et exploitation du bois) modifie les microhabitats forestiers avec notamment une réduction du nombre d'arbres vétérans (âgés et très âgés) et le plus souvent du bois mort.

Tableau 3: Relations entre biodiversité et les principaux microhabitats des arbres. Type de microhabitats et exemple d'organismes associés.

Microhabitats	Exemple d'organismes associés	Références bibliographiques
Arbres sénescents ou récemment morts de gros diamètres présentant un volume de bois mort (branches) important	-Nombreuses espèces de vertébrés (amphibiens, reptiles, oiseaux, mammifère) - Invertébrés - Bryophytes - Lichens - Champignons lignicoles	Parks et <i>al.</i> , 1997 ; Blaustein et <i>al.</i> , 1995 ; Harmon et <i>al.</i> , 1986, Bruce et <i>al.</i> , 1985b Maser et <i>al.</i> , 1979
Arbres mort avec houppier et tronc intacts	Lichens et mousses spécifiques	Dudley et Vallauri, 2004
Tête de houppier brisée	Insectes spécialisés	Möller, 2005
Grosses branches servant comme perchoir et lieu de nidification	Nombreux oiseaux, écureuils	Dudley et Vallauri, 2004
Champignon : Fructification de polypore	-Invertébrés -interaction positive avec les Pics	Belmain et <i>al.</i> , 2002 Johansson et <i>al.</i> , 2006 Jackson et Jackson, 2004 Bull et <i>al.</i> , 1997 McClelland et <i>al.</i> , 1979.
Cavités de souche ou de pied	-Petits et gros mammifères - Chiroptères - Invertébrés -Oiseaux - Champignons	Parks et <i>al.</i> , 1997 Noble et <i>al.</i> , 1990 Winter and Möller, 2008 Martin et <i>al.</i> , 2004 Möller, 2005.
Cavités de tronc	- Oiseaux - Chiroptères - Autres Petits mammifères - Insectes	Boonman, 2000 Bobiec et <i>al.</i> , 2005 Scherzinger and Schumacher, 2004 Carlson et <i>al.</i> , 1998
Décollement d'écorce	-Chiroptères -Oiseaux -Invertébrés	Sondenaa, 1991 Vonhof et Gwilliam, 2007 Parks et <i>al.</i> , 1997 Winter et Möller, 2008
Fentes	Chiroptères, Arthropodes, Oiseaux	Grindal, 1999 Psyllakis and Brigham, 2006
Balais de sorcière	Oiseaux, Invertébrés	Bull et <i>al.</i> , 1997 Parks et <i>al.</i> , 1997

Or la proportion d'espèces liées au bois mort peut représenter jusqu'à 30% de la biodiversité forestière (Vallauri (coord.) ,2005).

Les microhabitats.

Les arbres vétérans et le bois mort sont une source de microhabitats variés (branches mortes, fentes, cavités ...) qui peuvent servir de refuge, de nourriture ou encore servir pour la reproduction d'espèces liées parfois de façon stricte aux microhabitats forestiers (Vallauri (coord.), 2003). Certains microhabitats se forment exclusivement sur les arbres âgés ou dépérissants. Les signes de vieillesse tels la présence de champignons lignicoles, la formation de cavités, de caries de cœur, les craquelures et autres décollements d'écorce sont autant de microhabitats auxquels sont liés des cortèges d'espèces. Par exemple, il a été observé que l'attractivité d'un arbre pour les espèces saproxyliques augmente au fur et à mesure qu'il vieillit. La maturité des arbres est donc importante dans l'apparition de certains microhabitats. Cette maturité est atteinte au terme de 250 ans chez le hêtre et 400 ans pour le chêne, bien après l'âge d'exploitabilité des arbres en forêt exploitée (Branquart et *al.*, 2005). L'exploitation modifie-t-elle alors significativement la richesse en microhabitats ?

Les arbres vivants et morts porteurs de microhabitats jouent donc un rôle important pour la biodiversité (Gosselin et *al.*, 2006) car ils abritent des taxons spécifiques. Il est donc intéressant d'appréhender les variations de la diversité en microhabitats pour comprendre les différences entre forêt exploitée et non exploitée.

Les relations entre les microhabitats et les espèces sont complexes et pas toujours bien connues. Certaines relations ne sont que supposées du fait de la difficulté d'observation, d'autres en revanche sont bien connues comme l'importance des cavités.

Dans les paragraphes suivants et le tableau associé (Tableau 3), une tentative de synthèse des liens connus entre les microhabitats et les espèces est présentée, incluant les références bibliographiques.

- Les Arbres sénescents ou récemment morts de gros diamètre présentant un volume de bois mort important sont utilisés par de nombreuses espèces de vertébrés (amphibiens, reptiles, oiseaux, mammifères) et par des invertébrés comme les Coléoptères xylophages et corticoles, les punaises corticoles.

- La présence d'une Tête de houppier brisée offre des conditions particulières de début de décomposition, de transport d'eau et d'activité photosynthétique qui font de ce microhabitat un endroit privilégié par certains insectes spécialisés.

- Il existe une relation directe et/ou indirecte entre les champignons lignicoles et la présence de certaines espèces d'insectes notamment chez les coléoptères. La présence de champignon lignicole est un attrait pour certains invertébrés comme les fourmis charpentières ou des coléoptères qui s'en servent de nourriture. A son tour, le Pic sera lui attiré par une facilité de nidification lors du début de décomposition du bois par le champignon et par une source de nourriture que sont les invertébrés attirés.

- Les Cavités sont très utilisées par des espèces extrêmement variées. De nombreux champignons, insectes et les vertébrés sont adaptés au microclimat particulier d'une cavité. En fonction de leur position sur l'arbre, de leur origine, de leurs tailles, elles peuvent servir : d'abri pour de petits ou gros mammifère comme l'Ours bruns (abri, prédation d'insectes du bois mort, marquage de territoire) ; de perchoir pour les chauves-souris (*N. noctula*). ; de nichoir aux Cavernicoles nicheurs primaires (exemple les pics), ou secondaires comme les Chouettes de Tengmalm (*Aegolius funereus*) ou de l'Oural (*Strix uralensis*). Elles servent également aux insectes avec une distinction entre cavité sèche et cavité humide (avec ou non présence de terreau).

- Les décollements d'écorce et fentes sont utilisés par les chauves souris comme site de perchage, chauve-souris argentée (*Noctivagans Lasionycteris*), la chauve-souris de Californie (*Myotis californicus*) et par des passereaux comme *Certhia americana* en tant que sites de nidification. S'il y a présence de substrat (terreau), le microhabitat sera important pour les invertébrés.

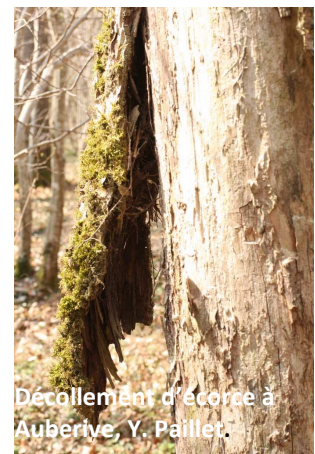
- Les Balais de sorcière, proliférations de branches dues à un parasite, sont utilisés comme source de nourriture et comme abri par les invertébrés et les vertébrés, notamment par des oiseaux: les hiboux moyen-duc (*Asio otus*) et grand-duc (*Bubo virginianus*) les utilisent lors de la nidification.



Fentes et cavités sur une chandelle à Fontainebleau, A.Vuidot.



Carpophore à Auberive, Y. Paillet.



Décollement d'écorce à Auberive, Y. Paillet.



Balais de sorcière à Fontainebleau, A. Vuidot.

Comme on a pu le voir précédemment, il existe un lien entre la maturité/ la mort des arbres et la présence de certains microhabitats. Il est donc intéressant de se questionner sur un lien entre des caractéristiques dendrométriques des arbres, leur état de développement et la présence de microhabitats. Winter et Möller (2008) ont montré l'existence d'une interaction entre le diamètre, l'exploitation de la forêt et le nombre de microhabitats par arbre dans les hêtraies de plaines allemandes où a eu lieu leur échantillonnage. Le nombre de microhabitats augmenterait avec le caractère non exploité de la forêt étudiée et cela en complément d'une augmentation due à la présence d'arbres de plus forts diamètres. Dans les massifs que l'on étudie, retrouve-t-on une interaction similaire ?

Par ailleurs, la bibliographie nous montre un possible impact de l'essence sur le développement de microhabitats comme les cavités (Gosselin, 2004a). Pour les vertébrés cavicoles primaires qui creusent des cavités pour nidifier, les parties mortes ou en décomposition d'arbres vivants sont privilégiées. Les feuillus fournissent plus de cavités potentielles en raison de la plus forte fréquence d'attaques par les pourritures de leurs vivants que les résineux. Les essences de bois tendre ou faciles à creuser comme les Peupliers, Érables et Chênes sont en général préférées (Gosselin, 2004). Les caractéristiques individuelles des arbres comme le diamètre, l'essence et le type de bois (arbres mort ou vivant) ont-ils un impact sur les microhabitats ?

Le projet GNB.

Au Cemagref de Nogent sur Vernisson au sein de l'équipe *Interactions gestion forestière et biodiversité spécifique*, de l'Unité de Recherche *Ecosystèmes forestiers*, le projet **Gestion, Naturalité, Biodiversité** (GNB) s'intéresse au lien entre biodiversité, exploitation forestière et naturalité.

Le projet est articulé autour de la comparaison entre peuplements exploités et peuplements en évolution naturelle (Réserves Biologiques Intégrales ou parties de Réserves Naturelles) en essayant de déterminer les facteurs expliquant le mieux les variations de biodiversité forestière. Parmi les facteurs explicatifs probables, on peut distinguer.

- la structure et la composition du peuplement arboré : l'influence de la différence de structure et de composition du peuplement sur la biodiversité.
- la naturalité « anthropique » : la perturbation induite par l'exploitation du bois qui modifie la biodiversité de manière plus ou moins forte et plus ou moins longue. Ce facteur vise à quantifier la capacité du système à revenir à son état initial (résilience) ;

- la naturalité « biologique et écologique » : la **présence de microhabitats** typiques des stades matures de forêts non exploitées tels que le bois mort (qualité et quantité), les cavités...; La comparaison s'effectue à partir de l'échantillonnage de sept groupes taxonomiques : plantes vasculaires, mousses, champignons, chauve-souris, oiseaux, coléoptères carabiques et saproxyliques ; et de relevés des caractéristiques dendrométriques et écologiques des placettes d'étude.

Au-delà d'être un facteur explicatif, les microhabitats pourraient alors servir d'indicateur indirect de biodiversité dès lors que des corrélations entre microhabitats et espèces seraient avérées. Michel et Winter (2009) ont démontré la pertinence de l'utilisation des microhabitats comme indicateur indirect de la biodiversité dans le contexte des forêts de Douglas Nord américaines. L'utilisation d'un indicateur de biodiversité qui serait basé sur des observations de microhabitats serait relativement facile à mettre en œuvre, rapide, et peu coûteux contrairement aux échantillonnages d'espèces qui demandent de gros investissement en temps, en argent et des spécialistes.

Les relevés dendrométriques effectués dans le projet GNB sont basés sur un protocole de description appelé Suivi des Espaces Naturels et Protégés (SENP). Ce protocole a été développé en 2005 sur demande du ministère de l'écologie et du développement durable et du ministère de l'agriculture et de la pêche par un groupe de travail composé de l'ENGREF, du CEMAGREF, de l'Office national des forêts et de Réserves naturelles de France, et dirigé par Max Bruciamacchie. Une clé de relevés de microhabitats est intégrée à ce protocole. Cette clé, construite à dire d'expert, ne repose pas uniquement sur des relations définies dans la bibliographie entre des microhabitats et la biodiversité. Dans le cadre du projet GNB, la volonté d'avoir une clé de détermination de microhabitats plus stricte basée sur des microhabitats pour lesquels la relation avec la biodiversité est avérée, a conduit à la création d'une nouvelle clé de détermination s'inspirant entre autre des travaux de Susanne Winter (Winter S. & Möller GC., 2007 ; Michel A. & Winter S., 2009).

Effet observateur.

L'effet observateur ou biais observateur se définit par les variations d'observation qui ne sont pas dues à l'objet observé mais aux différences d'observateurs. Ces effets, potentiellement forts, sont rarement pris en compte dans la mise en place des protocoles et l'analyse des résultats. Les études ont montré que les différences entre les observateurs peuvent avoir de réels impacts sur les protocoles de relevé basés sur des observations, de la reconnaissance et de l'identification. Un exemple est l'existence de différences dues à l'expérience et à la motivation des observateurs dans la capacité à détecter les animaux dans les campagnes de suivi de densité de population. Dans ce cas,

l'effet observateur peut affecter les résultats du recensement (Bourlière, 1969 ; Delorme, 1989). Dans les relevés de flore vasculaire, les études récentes ont montré que les observateurs ne détectent pas et/ou identifient mal une proportion importante des espèces présentes (Nilson et Nilson, 1985 ; Scott et Hallam, 2002 ; Archaux et *al.*, 2006).

Matériels et Méthodes

Tableau 4 : Récapitulatif des caractéristiques des massifs et des placettes d'étude mises en place.

Site	Type de Substrat	Nombre de placettes		Estimation du temps d'arrêt de gestion	Surface de Reserve (non exploitée)	Type de Forêt
		Exploitées	Non Exploitées			
Auberive	Calcaire	12	11	40 ans	RBI de 280 ha	Hêtraie de plaine
Fontainebleau	Acide	13	12	Jusqu'à 150 ans	RBI de ~300 ha	Chênaie-hêtraie de plaine
Chartreuse	Calcaire	5	5	30 ans	RBI de 50 ha	Hêtraie-sapinière-pessière de montagne
Vercors	Calcaire	5	5	Minimum de 10 ans	RBI de 248 ha	Hêtraie-sapinière-pessière de montagne
Ventron	Acide	4	4	20 ans	RI de 397 ha	Hêtraie-sapinière de montagne
Total		39	36			

Site	Moyenne de surface terrière (m ² /ha)		Moyenne du volume de Bois mort debout (m ³ /ha)		Moyenne du volume de Bois mort au sol (m ³ /ha)		Moyenne du volume de Bois mort total (m ³ /ha)	
	Exploitées	Non Exploitées	Exploitées	Non Exploitées	Exploitées	Non Exploitées	Exploitées	Non Exploitées
Auberive	18.79	17.95	5.46	6.65	11.23	28.42	16.69	35.06
Chartreuse	26.42	36.33	1.11	5.54	40.07	26.34	41.18	31.88
Fontainebleau	21.36	24.91	4.15	55.00	14.23	118.04	18.38	173.04
Ventron	21.31	29.81	10.07	14.30	37.45	17.39	47.51	31.70
Vercors	38.69	40.88	5.24	24.74	14.82	60.72	20.06	85.47
Moyenne	25.31	29.98	5.21	21.25	23.56	50.18	28.77	71.43

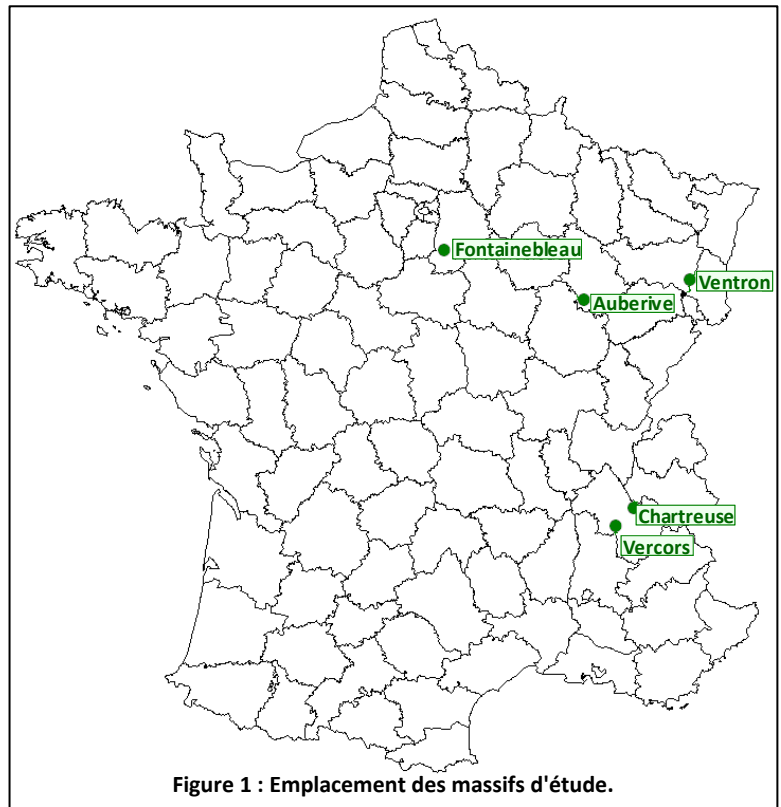
3. Matériels et méthodes.

3.1. Présentation des sites d'Etude.

3.1.1. Présentation des Massifs.

L'étude s'est déroulée sur cinq massifs forestiers : le massif de Fontainebleau en Ile de France ; le massif d'Auberive en Champagne Ardennes ; les massifs de Chartreuse et Vercors en Rhône Alpes ; et le massif du Grand Ventron en Alsace-Lorraine (Figure 1). Les deux premiers massifs sont des forêts de plaine avec une dominance du hêtre (*Fagus sylvatica* L.) et des chênes (*Quercus robur* L., *Quercus petraea* Liebl.) ; les trois autres massifs sont des forêts de montagne dominées par le hêtre, le sapin (*Abies alba* Mill.) et l'épicéa commun (*Picea abies* (L.) Karst.).

Les principales caractéristiques des massifs sont présentées dans le Tableau 4.



Chaque Massif est composé d'une partie exploitée et d'une réserve non exploitée depuis au moins dix ans.

- En Vercors et Chartreuse la date d'arrêt d'exploitation officielle et le classement en Réserve Biologique Intégrale (RBI) est relativement récente, elle remonte à un maximum de trente ans (Grenet, 2007).
- Au Ventron où le relief rend certaines parcelles inaccessibles à l'exploitation, les informations sur l'arrêt de l'exploitation manquent. Le classement en Réserve Naturelle de France puis en Réserve Intégrale date de 1989 soit un minimum de 20 ans de non-exploitation.
- À Auberive une grande partie des parcelles en réserve est sans exploitation depuis plus de 40 ans mais leur classement en RBI est récent. (ONF)
- À Fontainebleau le classement en RBI d'un grand nombre de parcelles non exploitées remonte à 1953, mais l'arrêt de l'exploitation est parfois bien plus ancien. L'origine des réserves intégrales de Fontainebleau remonte au début du 19e siècle avec le classement en réserve artistique de certaines parcelles. (ONF, 2008)

3.1.2. Mise en place des placettes d'étude.

La mise en place des placettes d'étude pour le projet GNB se fait dans un rayon de 5 km autour des Réserves. Pour l'étude de l'effet de l'exploitation, il est nécessaire d'avoir des placettes comparables, un appariement stationnel et altitudinal entre placettes non exploitées et placettes exploitées a été réalisé. Un tri des parcelles est effectué pour répondre à cette volonté.

Puis la sélection des placettes est faite de deux manières :

- Pour les forêts de plaine, la sélection se fait par tirage au sort des centres de placettes puis le choix s'est effectué avec les critères définis ci-dessus.
- Pour les forêts de montagnes où un possible biais d'altitude rend le tirage au sort plus compliqué et moins robuste, l'emplacement des placettes est choisi en appariant les placettes en fonction de leur station, leur altitude et leur exposition.

Les centres de placettes doivent respecter certaines conditions : être à une distance de plus de 50m de la limite exploité/non exploité, ainsi que d'une lisière avec un milieu ouvert **permanent** (ex: agriculture; ville...) ou d'une **route ouverte à la circulation**; être à plus de 30m d'une piste forestière ; ne pas avoir de zones à essence dominante "exotique" en partie exploitée ; les centres de placettes doivent être situés à plus de 150 m les uns des autres.

Une fois le centre de la placette fixé, les relevés de microhabitats se font selon le protocole de Suivi des Espace Naturel Protégé (SENP) présenté en 3.3. Les cartes des massifs où figure l'emplacement des placettes d'études sont présentées en Annexe 1.

3.2. Création d'une clé de détermination de microhabitats des arbres.

La diversité des microhabitats est très importante. D'un arbre à un autre, d'une forêt à une autre, il existe une infinité de microhabitats différents dont certains sont rares. La création et l'utilisation d'une liste de microhabitats préétablis est donc indispensable comme base de relevé de données.

En se basant sur la précédente clé de microhabitats utilisée dans le protocole SENP et sur la littérature (Winter S. & Möller GC., 2007 ; Michel A. & Winter S., 2009), une liste de vingt huit microhabitats à été mise en place. Ces microhabitats ont été sélectionnés car ils sont assez communs ou faciles à observer, mais surtout ils ont déjà été décrits comme habitats d'importance dans la littérature et leur relation avec la biodiversité est relativement bien connue.



















Conformation arbre	500	Présence du squelette du houppier (<i>arbres morts uniquement</i>)	520	Arbre ayant conservé une grande partie de son houppier	520	
		Branches mortes dans le houppier (<i>arbres vivants uniquement</i>)	530	>10% et <25% de branches mortes (par rapport au volume total)	531	
	Entre 25% et 50% de branches mortes dans le houppier.			532		
	≥50% de branches mortes dans le houppier			533		
		Tête de houppier (<i>arbres vivants uniquement</i>)	540	Tête cassée, avec ou sans substitution par une nouvelle tête. La cassure ne doit pas être complètement cicatrisée.	540	
		Individus fourchus	550	Fourche complètement cassée avec absence d'une des branches principales	551	
		Rejets de souche	560	Présence d'au moins 5 rejets de souche ou de tronc ≥50 cm de longueur	561	
Micro-habitats	600	Présence de champignon	610	Carpophore de polypore: entre 1 et 2. Diamètre de fructification >5cm de diamètre.	611	
				Carpophore de polypore >3. Diamètre de fructification >5cm de diamètre.	612	
				Carpophore de polypore en cascade recouvrant plus de 10cm de long	613	
		Présence de Cavités	620	Cavité d'origine trou de pic avec ouverture >2cm de diamètre.	621	
				Cavité d'origine naturelle (carries, etc) avec ouverture >5cm de diamètre.	622	
				Cavités de pics en chaînes: au moins 3 cavités avec entrées séparées de moins de 2m.	623	
				Grande Cavité de pied.	624	
				Grande Cavité de pied avec présence importante de terreau.	625	
		Présence de Fentes (atteinte du bois)	630	Fente causée par la foudre : ≥3 m de long avec atteinte de l'aubier	631	
				Fente ≥25cm de long et 2 cm de profondeur.	632	
		Caractéristiques de l'écorce	640	Ecorce déhiscente sur une surface minimum de 5cm x 5cm et 2cm de décollement.	641	
				Ecorce déhiscente sur une surface minimum de 5cm x 5cm et 2cm de décollement, avec présence de pourriture sous l'écorce.	642	
				Absence d'écorce sur une surface ≥5 cm x 5cm.	643	
				Eclatement noir de l'écorce éventuellement accompagné de sève/résine, indication d'une blessure ou maladie	644	
		Blessures, galles...	650	Blessure récente ≥10 cm de diamètre.	651	
				Présence d'un chancre ≥ 10 cm de diamètre	652	
				Présence d'un balais de sorcière ou brogne: prolifération dense de branches	653	
		Présence de coulé de résine	660	Coulée de résine/sève fraîche ≥30cm de long ou plus de 5 coulées de petites tailles au même endroit.	661	
				Coulée de résine/sève faible indiquant une blessure mineure	662	
		Présence importante de lierre, bryophytes.	670	Bryophytes (mousses) sur >1/2 surface développée	671	
				Lierre sur >1/2 surface développée	672	

Figure 2: Clé de microhabitats. Description, codification et schéma.

Cette liste a été organisée en clé de détermination (Figure 2) regroupant les microhabitats en deux niveaux en fonction de l'échelle d'étude :

- Les caractéristiques de conformation de l'arbre (codes en 500). Ces codes peuvent chacun être considérés comme un ensemble de microhabitats potentiels. Ces conformations particulières regroupent des habitats potentiels qu'il n'est pas toujours possible de décrire plus finement.
- Les microhabitats au sens strict (code en 600).

Les microhabitats sont organisés en sous-catégories puis accompagnés d'une description, de seuils et d'un schéma. Certains codes, de par leur nature, ne s'appliquent qu'aux arbres vivants ou qu'aux arbres morts sur pied. Un microhabitat ne sera relevé qu'une fois par arbre même s'il est présent plusieurs fois. Certains codes sont semi quantitatif (ex. Carpophore : 611, 612).

3.3. Protocole de Suivi des Espaces Naturels et Protégés : mise en place des placettes et relevé dendrométrique.

Le relevé des microhabitats s'intègre dans un protocole plus général : le protocole SENP. Le projet GNB s'appuie sur ce protocole pour la caractérisation dendrométrique des placettes.

Le protocole SENP sert à caractériser les placettes sous différents aspects : Volume de bois mort, Analyse du flux de bois, Suivi de la composition en essences, Suivi du renouvellement, Impact des cervidés, ...

Il comprend des mesures sur les arbres vivants et morts sur pied, sur le bois mort au sol et une mesure sur la régénération des ligneux.

Au cours de ce stage, nous nous sommes intéressés plus particulièrement à deux objets : les arbres vivants de D130¹ supérieur à 20 cm en forêt de plaine (respectivement 30 cm en forêt de montagne), et les arbres morts debout de D130 supérieur à 20 cm. Les microhabitats ne sont relevés que sur ces arbres.

L'échantillonnage de ces deux types d'arbres se fait de la façon suivante (Figure 3):

- Les arbres vivants de plus de 20 cm en plaine (respectivement 30 cm en montagne), sont inventoriés selon un angle fixe de 2% en plaine au centre de la placette (resp. 3% en montagne).

¹ D130 ou DBH (Diameter at Breast Height) : mesure du diamètre d'un arbre à 1m30 de hauteur.

La placette est dite à angle fixe, c'est-à-dire que la placette n'a pas une surface prédéfinie mais a une surface qui dépend du diamètre des arbres rencontrés. Pour être comptabilisé, un arbre doit avoir un diamètre (cm) supérieur à deux fois la distance au centre de la placette (m) en plaine (resp. trois fois en montagne). Exemple : en montagne un arbre de 60cm de diamètre à 20m du centre de la placette sera comptabilisé, de même qu'un arbre de 40cm à 10m ; alors qu'un arbre de 30cm à 20 m ne sera pas échantillonné. De la même façon, en plaine un arbre de 60cm sera relevé jusqu'à 30m de distance du centre de la placette.

Ces placettes relascopiques permettent d'échantillonner plus de gros bois que dans une placette classique à diamètre fixe (Bruciamacchie, 2005)

- Les arbres morts sur pied supérieurs à 30 cm D130 correspondent aussi bien aux arbres qui viennent de dépérir qu'aux volis. Ils sont inventoriés sur une surface fixe dans un rayon de 20m.

La fiche de relevé de terrain correspondante se trouve en Annexe 2.

On note pour chaque individu les informations suivantes :

- Essence
- Diamètres en centimètre (D130): mesure de deux diamètres. Un diamètre mesuré perpendiculairement au rayon de la placette passant par le centre de l'arbre, et le deuxième dans l'axe arbre/centre de la placette.
- Distance au centre en mètre avec correction de pente le cas échéant.
- Azimut en grades à partir du centre de la placette.
- Code intérêt écologique : **Microhabitats**.

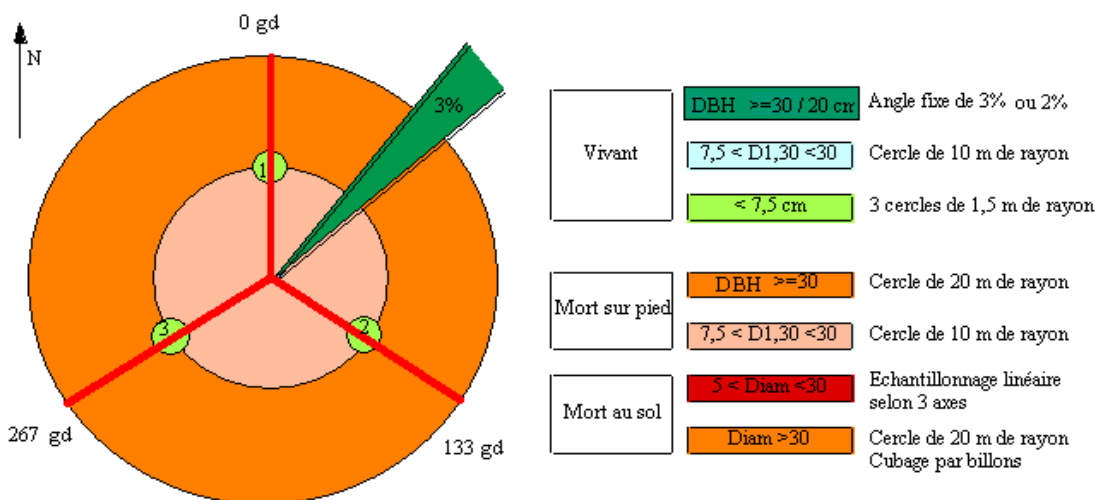


Figure 3: Schéma général de la structure d'une placette protocole SENP. D1, 30 signifie diamètre mesuré à 1m30 de hauteur. Les relevés sur arbres vivant de plus de 20 ou 30 cm et sur arbres mort debout de plus de 30 cm

Tableau 5 : Massifs et placettes du protocole Effet Observateur. Sont renseignés le nombre de placettes, leurs exploitations et nombre d'arbres ainsi que le nombre de volontaires par massifs.

Massifs	Nombre de placettes sur le Massif	NonExploitée (NG)	Exploitée (G)	Nombre de Volontaires	Placettes	Gestion	Nombre d'arbres par placette
Auberive	8	8	0	9	RONC116	NG	12
					RONC120	NG	12
					RONC135	NG	16
					RONC27	NG	19
					RONC36	NG	15
					RONC51	NG	15
					RONC53	NG	16
RONC93	NG	20					
Chartreuse	10	5	5	3	CPO1	G	7
					CPO2	G	11
					CPO3	G	13
					CPO4	G	10
					CPO5	G	13
					RBICIF1	NG	12
					RBICIF2	NG	12
					RBICIF3	NG	18
					RBICIF4	NG	13
RBICIF5	NG	8					
Fontainebleau	20	12	8	11	117	G	11
					133	G	14
					166	G	12
					333	G	14
					374	G	15
					413	G	13
					589	G	13
					604	G	13
					CB14	NG	14
					CB33	NG	11
					CB39	NG	15
					CB51	NG	16
					GFT124	NG	17
					GFT13	NG	18
					GFT21	NG	15
					GFT59	NG	13
					GFT67	NG	14
GFT94	NG	14					
TL43	NG	16					
TL45	NG	15					
Ventron	6	3	3	4	RBI-22	NG	7
					RBI-28	NG	11
					RBI-30	NG	16
					Ven3	G	11
					Ven4	G	10
					Ven5	G	10
Vercors	10	5	5	2	ECOU1	G	8
					ECOU2	G	15
					ECOU3	G	15
					ECOU4	G	20
					ECOU5	G	14
					RBIECOU1	NG	19
					RBIECOU2	NG	20
					RBIECOU3	NG	23
					RBIECOU4	NG	19
RBIECOU5	NG	19					
Totaux	54	33	21	29			762

3.4. Effet observateur.

Le protocole effet observateur est mis en place pour étudier l'impact des différents observateurs sur les relevés de microhabitats des arbres. Nous nous intéressons aux différences de dénombrement et de caractérisation des microhabitats entre observateurs.

Cela nécessite donc un protocole faisant appel à des volontaires qui font le relevé des microhabitats de façon indépendante les uns des autres sur les mêmes arbres.

Ce protocole a été mis en place en trouvant un compromis entre la volonté d'avoir un maximum de placettes différentes, d'arbres, de diversité de microhabitats, de volontaires ; et la disponibilité des observateurs notamment en temps.

3.4.1. Choix des placettes et arbres du protocole.

Pour avoir une bonne évaluation de la détection de chaque microhabitat et de l'effet observateur associé, il est nécessaire d'avoir une bonne représentativité des microhabitats. Pour cela et avec l'aide des relevés dendrométriques, plusieurs partis pris ont permis de déterminer un sous échantillon de placettes et d'arbres.

- Les placettes ont été sélectionnées en éliminant celles ne présentant que peu ou pas d'arbres adultes (placettes de régénération) ou celles ayant *a priori* une diversité de microhabitats faible. Cette sélection nous conduit à avoir plus de placettes en zone non exploitée qu'en parcelles exploitées, ce déséquilibre étant sans importance puisqu'on ne cherchera pas à mettre en évidence un effet Gestion dans le test d'effet observateur.
- Sur ces placettes, le nombre d'arbres intégrés au protocole « effet observateur » est inférieur au nombre d'arbres inventoriés dans le protocole SENP. Ce choix d'arbre se fait sur la richesse des microhabitats de chaque arbre en favorisant les plus « riches » tout en préservant quand même quelques arbres avec très peu ou pas de microhabitats. Pour améliorer la représentativité de certains microhabitats peu fréquents, plusieurs arbres, qui n'étaient pas comptabilisés dans le protocole SENP car en limite de placette, sont intégrés dans le protocole d'effet observateur.

Le Tableau 5 présente un récapitulatif des placettes, arbres et volontaire du test d'Effet observateur. Le test a donc été fait sur un total de 782 arbres dont 125 à Auberive, 117 en Chartreuse, 283 à Fontainebleau, 65 au Ventron et 172 en Vercors.

3.4.2.Volontaires.

Pour chaque Massif le nombre et l'origine des volontaires varient. A Fontainebleau, le passage des volontaires sur les placettes s'est organisé en deux fois : une équipe de volontaires du Cemagref de Nogent s/ Vernisson et une équipe de volontaires de l'ONF; en Chartreuse et Vercors le test s'est effectué avec des volontaires du Cemagref de Grenoble; à Auberive le passage s'est organisé autour d'une équipe mixte ONF et Réserves Naturelles de France(RNF) ; et au Ventron deux volontaires des RNF ont participé.

Pour optimiser le temps consacré au test, les arbres sont identifiés et marqués pour la plupart, et une fiche de relevés reprenant les coordonnées de chaque arbre (essence, azimuth, distance au centre) est fournie aux volontaires. Le relevé se fait alors en cochant les microhabitats observés. (Annexe 3)

3.4.3.Consensus.

Sur certaines placettes et certains arbres, un consensus est réalisé pour tenter d'avoir un relevé de microhabitats qui refléterait au plus près la réalité. Ce Consensus concerne 117 arbres sur tous les massifs soit 15% des arbres du protocole Effet Observateur. Il aurait été souhaitable d'inclure plus d'arbres dans ce consensus mais un problème de temps s'est posé. En effet, le consensus peut être long à effectuer puisqu'il faut que tous les observateurs soient d'accord. Ce consensus se fait sur une fiche de relevé unique mais après que les observateurs aient complété leur fiches individuelles.

3.5.Etude de l'impact de l'exploitation et des caractéristiques des arbres sur les microhabitats.

L'objectif est d'étudier l'influence de l'exploitation et des caractéristiques dendrométriques (diamètre, essence...) des arbres sur les microhabitats. Pour cela, on se sert des données relevées avec le protocole SENP. Les placettes du protocole de cette partie de l'étude sont celles où le protocole SENP a été mis en place et récapitulé dans le Tableau 1.

Les microhabitats relevés sur les Arbres vivants et les Arbres morts debout sont ensuite analysés en fonction des caractéristiques des placettes et des arbres sur lesquels ils se trouvent.

En ayant un seul observateur pour tous les relevés de microhabitats du protocole SENP, l'effet observateur est contrôlé. On peut ainsi analyser la totalité du jeu de données avec un risque moindre d'avoir une variabilité qui ne serait due qu'à l'expérimentation.

3.6. Analyses statistiques.

3.6.1. Choix du traitement statistique.

Le traitement de nos données s'est fait par modélisation statistique. La modélisation consiste à traduire la réalité en un modèle mathématique sur lequel on pourra utiliser des outils, techniques et théories mathématiques pour décrire correctement le système d'où sont issues les données. L'objectif est de rendre compte, de manière interprétable, d'une masse d'informations en tenant compte des paramètres de l'environnement.

Les données peuvent être classées en deux sortes :

- la variable de réponse : c'est la variable étudiée dont l'on cherche à expliquer la variabilité en fonction de différents paramètres. Ici il s'agira d'étudier le nombre et la présence de microhabitats sur les arbres.

- les variables explicatives : ce sont les variables dont on suppose qu'elles ont un effet sur la variable de réponse et dont on cherche à mesurer l'impact. Par exemple, dans cette étude, on aura les observateurs pour la mesure de l'effet observateur, mais aussi l'essence, le diamètre des arbres lors de l'analyse de l'impact des caractéristiques dendrométriques sur les microhabitats. Ces variables explicatives sont aussi appelées effets fixes.

Le modèle donne des estimations des valeurs de la variable de réponse, appelés estimateurs. Ces estimations de valeur tiennent compte des effets fixes, ainsi il est possible de comparer les effets relatifs des différentes variables explicatives sur la variable réponse.

Dans notre cas l'utilisation de modèle tenant compte d'effets aléatoires est nécessaire. En effet, l'échantillonnage des microhabitats s'est fait sur différentes placettes et avec parfois une répétition des observations par arbre, il est donc possible qu'une partie de la variabilité des relevés microhabitats soit liée à la structure de l'échantillonnage rendant nécessaire l'utilisation d'un effet aléatoire « site ». Sans cet effet aléatoire, les éventuels effets des variables explicatives qui nous intéressent pourraient être masqués par un effet placette/arbres.

Nos données n'ayant pas une distribution normale, on utilise un modèle linéaire généralisé mixte (GLMM) avec une loi de probabilité qui suit une distribution Binomiale ou de Poisson pour les variables de réponses.

La fonction *lmer* du package de lme4 dans le logiciel R est utilisé pour tous nos modèles (R Development Core Team, 2005 ; Bates D. et al., 2008).

Une fois les modèles établis, le package *multcomp* sous R avec la fonction *General linear hypothesis (glht)* nous a permis de tester l'influence des effets fixes (considérés significatifs pour $p < 5\%$); puis d'étudier les différences entre les niveaux des effets fixes par comparaison multiple, par exemple la

comparaison des observateurs deux à deux nous permet de déterminer des groupes homogènes d'observateur ayant des relevés significativement différents (Hothorn et *al.*, 2009).

3.6.2. Effet observateur.

Les analyses de l'effet observateur se sont déroulées en trois parties : (1) une première partie s'intéresse à la richesse des microhabitats, en considérant le nombre de microhabitats par arbres dénombré par les observateurs ; (2) Puis une analyse par microhabitat s'intéresse aux présences/absences de chaque microhabitat relevés par les observateurs ; (3) Et enfin, un taux de détection ou d'invention de microhabitats a été défini en comparant les relevés observateur au consensus.

Les analyses sont explicitées dans les paragraphes suivants. Elles ont été faites séparément pour chaque massif mais avec une structure de modèle identique. L'analyse globale de tous les massifs était impossible en raison de la grande taille du jeu de données pour chaque massif et des limites des outils statistiques utilisés.

3.6.2.1. Richesse en microhabitats.

L'objectif est d'étudier l'effet de l'observateur sur la richesse des microhabitats observés par chaque volontaire.

Le modèle est construit avec le **nombre de microhabitats** par arbre et par observateur comme variable de réponse, et la variable « **observateurs** » comme variable explicative. On introduit un effet aléatoire imbriqué **arbres dans placettes** puisque les relevés des différents observateurs sont répétés sur les arbres d'une même placette et sur différentes placettes d'un massif. Nous utilisons une distribution quasi- Poissonnienne car la variable-réponse est une variable de comptage sousdispersée. (Mc Cullagh et Nelder, 1989).

Puis des analyses de multi-comparaison sont réalisées sur les estimateurs des modèles. Ces test permet de déterminer si l'effet observateur est significatif ($p < 5\%$) ; puis d'étudier les différences entre les observateurs d'un même massif.

Les estimateurs d'observation du modèle et les erreurs types² sont présentées sous forme de graphique, en les transformant sur l'échelle de la variable analysé. Les différences significatives entre observateurs d'un même massif sont représentées par des lettres différentes ce qui permet de visualiser des groupes homogènes d'observateurs.

² L'erreur types est l'équivalent de l'écart type mais pour une valeur estimée lors d'une modélisation, alors que l'écart type ne s'applique qu'aux valeurs empiriques.

3.6.2.2. A l'échelle du microhabitat.

En s'intéressant plus particulièrement à chaque microhabitat, des modèles basés sur les **présences/absences d'observation** comme variable de réponse ont été réalisés. La présence/absence est une variable à deux niveaux (0 ou 1), une loi de distribution binomiale est donc utilisée. La variable explicative reste "**observateurs**" avec un effet aléatoire **arbres dans placettes**.

Cette modélisation n'est possible que pour les microhabitats ayant été observé assez fréquemment. Il est indispensable d'avoir un minimum de vingt observations d'un microhabitat par observateur sur l'ensemble d'un massif pour que celui ci puisse être analysé par modélisation. L'effet observateur sur les microhabitats rares ne pourra pas être analysé individuellement. Un modèle par microhabitats et par massif a été réalisé à la condition que le microhabitat ait une fréquence d'observation assez importante. Dix modèles ont été créés pour Fontainebleau, 5 pour Auberive, 3 pour le Vercors, 3 pour la Chartreuse, et 3 pour le Ventron.

3.6.2.3. Consensus.

Le consensus a été considéré comme référence, c'est-à-dire qu'il reflète le mieux la réalité. Le but était d'estimer une probabilité de détection par les observateurs du microhabitat sachant que le microhabitat est présent dans le consensus, et une probabilité « d'invention » du microhabitat par les observateurs sachant que le microhabitat n'existe pas dans le consensus.

Pour cela, les relevés observateurs ont été transformés : les Présences/absences de microhabitat par arbre ont été traduites en conformité au consensus. Le relevé d'un microhabitat est noté 1 s'il est conforme au consensus et 0 s'il diffère du consensus. Puis on trie les microhabitats de chaque arbre en fonction de leur présence avérée dans le consensus. On pourra donc estimer une probabilité de détection sachant que le microhabitat existe et une probabilité d'invention sachant que le microhabitat n'existe pas. Ces transformations sont illustrées dans la Figure 4.

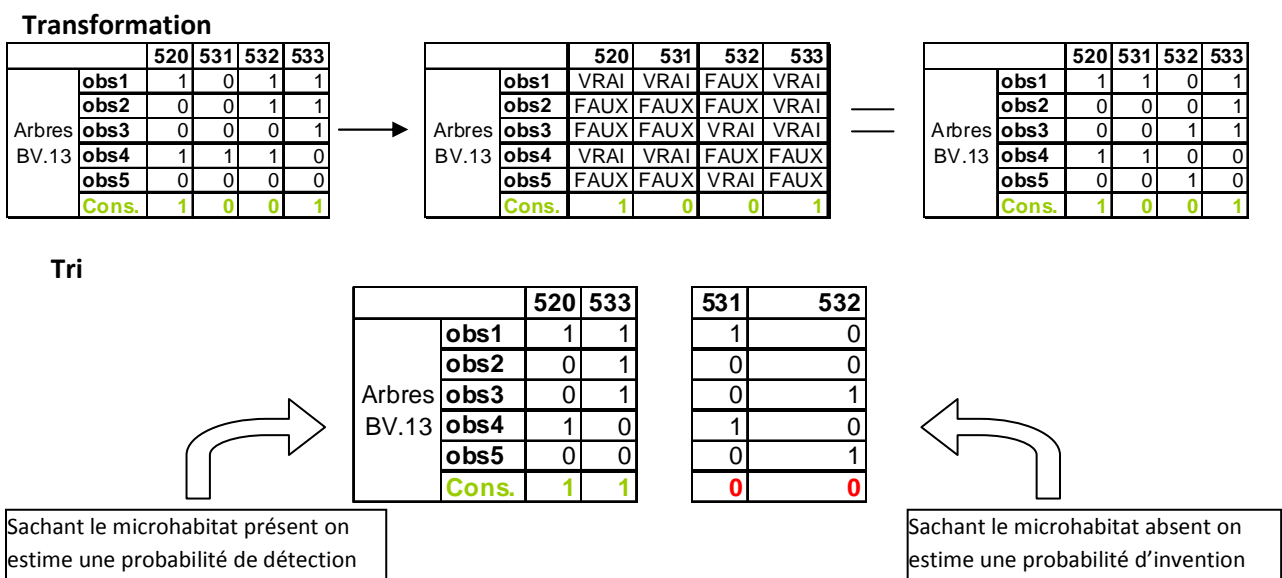


Figure 4: Schéma des transformations de données pour l'étude de la probabilité de détection ou d'invention de microhabitats.

Deux types de modèle ont été réalisés : ceux pour étudier la probabilité de détection, et ceux pour la probabilité d'invention. Ces modèles ont pour variable de réponse la **Conformité au Consensus** qui suit une distribution binomiale, et comme variable explicative **observateurs**. L'effet aléatoire reste **arbres dans placettes**.

3.6.3. Etude le l'impact de l'exploitation et des caractéristiques des arbres sur les microhabitats.

Ces analyses se sont déroulées de la même manière que pour l'effet observateur, en deux parties : une première partie s'intéresse à la richesse des microhabitats, en considérant le nombre de microhabitats par arbre. Puis une analyse par microhabitat s'est intéressée aux présences/absences de certains microhabitats.

Les analyses ont été faites tous massifs confondus, cela est possible par une moindre taille du jeu de données. En effet l'échantillonnage comprend plus de placettes et d'arbres mais il n'y a pas de répétitions d'observations par différents observateurs.

3.6.3.1. Richesse en microhabitats.

3.6.3.1.a. Construction de modèles.

Les modèles réalisés ont pour variable de réponse **le nombre de microhabitats** par arbre, on utilise donc une loi de distribution de quasi poisson qui corrige la surdispersion. Un effet aléatoire **placettes** est introduit.

Plusieurs modèles ont été créés en se basant sur une liste de variables explicatives potentielles : Massif, type de Gestion (exploitation/non exploitation), Diamètre, Essence, type de Bois (mort ou vivant). Ces variables explicatives et leurs niveaux sont résumés dans le Tableau 6.

A partir de ces variables explicatives, des modèles ont été créés en incluant ou excluant une variable, et en rajoutant des interactions.

Tableau 6 : Variable explicatives utilisées dans la modélisation de l'impact de l'exploitation et des caractéristiques dendrométrique, et leurs niveaux.

	Massifs	Exploitation	Classes de Diamètre (en cm D130)	Diamètre numérique	Essence	Type de Bois
Niveaux	Fontainebleau	Exploitée	Petit et Moyen Bois (MB) =]20 - 47,5]	Variable continue comprise entre 20cm et 158 cm	Hêtre	Arbres Morts (BM)
	Auberive	Non Exploitée	Gros Bois (GB) =] 47,5 - 62,5]		Chêne	Arbres Vivant (BV)
	Chartreuse		Très Gros Bois (TGB) ≥ 62.5		Sapin et Epicéa	
	Vercors				Autre Essence	
	Ventron					

3.6.3.1.b. Sélection de modèle.

Le QAICc est utilisé pour la sélection de modèles. C'est un bon moyen de déterminer si un modèle est meilleur qu'un autre, plus le QAICc d'un modèle est faible, meilleur est le modèle. Deux modèles ne sont comparables que s'ils ont les mêmes effets aléatoires. Cet indice pondère le maximum de vraisemblance du modèle avec le nombre de paramètres utilisés. Le QAICc dérive de l'Akaike Information Criterion (AIC) (Akaike, 1974) et s'applique aux modèles ayant une loi de distribution de la famille des "quasi". En se basant sur Venables et Ripley (1997), on fixe le facteur de dispersion utilisé dans le calcul du QAICc pour avoir une bonne comparaison des modèles. Les QAICc sont calculés avec un facteur de dispersion du modèle identique, facteur qui correspond au facteur de dispersion du modèle le plus complexe.

En pratique, les modèles retenus sont ceux présentant le plus faible QAICc. Puis le choix du modèle final s'est fait en recherchant le modèle le plus simple (Crawley, 2008). Nous avons privilégié un modèle dont les variables explicatives avaient un effet avéré sur notre variable de réponse, avec une cohérence entre les estimateurs du modèle et les données brutes, tout en ayant un faible QAICc.

Le modèle retenu est donc le modèle à plus faible QAICc. Dans notre cas toutes les variables explicatives présentées dans le tableau 4 ont été incluses mais sans interactions car aucune n'avait d'effet significatif.

Sur ce modèle des tests de multi-comparaison sont pratiqués sur les effets fixes pour déterminer lesquels ont un impact significatif ($p < 5\%$) ; et pour comparer deux à deux les niveaux de ces effets fixes.

3.6.3.2. *A l'échelle du microhabitat*

L'analyse par microhabitats s'est faite avec un modèle similaire mais en ayant comme variable de réponse **la présence absence d'un microhabitat** par arbres qui suit donc une loi binomiale. L'effet aléatoire choisi est **arbres dans placettes**. Pour cette analyse, seul les présences/absences des microhabitats les plus fréquents ont pu être modélisées. L'analyse porte sur des microhabitats les plus fréquents et emblématiques, dont l'importance pour la biodiversité forestière est avérée (cf. synthèse bibliographique). Ces microhabitats sont : la présence de bois mort dans le houppier (531), la présence de Carpophores (611), les cavités d'origine naturelle (carrées - 622), les cavités d'origine animale (trou de pic - 632), les fentes (632), l'absence d'écorce (641), la présence de décollement d'écorce (643). Il a donc été créé six modèles, un par microhabitats, sur lesquels ont été effectués des tests pour déterminer la significativité des variables explicatives et des comparaisons entre les niveaux de ces effets fixes.

Résultats

4. Résultats.

4.1. Effet observateur.

4.1.1. Richesse en microhabitats.

La mesure de l'effet observateur sur la richesse des microhabitats donne une bonne vision d'ensemble des différences entre observateurs.

Les estimations des modèles sur le nombre de microhabitats observés par arbres et pour chaque observateur sont représentées dans le graphique ci-après (Figure 5).

Sur chaque modèle l'effet observateur global a été analysé (significativité de l'effet observateur) puis des comparaisons entre observateurs d'un même massif ont été faites.

Pour les massifs de Fontainebleau, Auberive et Vercors les tests montrent que l'effet observateur a un impact significatif sur la richesse de microhabitats relevés. Pour les massifs de Chartreuse et Ventron les tests ne montrent pas d'effet observateur. Les estimations et les multi-comparaisons sont intégralement présentés en Annexe 4 et un tableau synthétique est présenté ci-dessous (Tableau 7)

Tableau 7 : Récapitulatif des p-values obtenu lors des tests de significativité de l'effet observateur ; $p < 0.05$

Massifs	valeur critique de p de l'effet observateur
Fontainebleau	<0.0001 ****
Auberive	<0.001 ***
Chartreuse	1
Ventron	0.4358
Vercors	0.03*

En s'intéressant aux différences entre observateurs, on retrouve la non-significativité de l'effet observateur en Chartreuse et Vercors puisqu'il n'y a pas de différence significative entre les observateurs.

Pour les trois autres massifs où l'effet observateur est avéré, l'étude des différences entre observateurs est intéressante :

- Fontainebleau est le massif où l'on retrouve le plus de différences significatives entre les observateurs. Les deux observateurs les plus différents sont l'observateur 7 et l'observateur 2 avec 1,76 microhabitat par arbres pour l'observateur 7, et 3,54 microhabitats pour l'observateur 2, soit 50% de microhabitats observés en moins entre les extrêmes. Il n'y a pas de groupe homogène de plus de deux observateurs.

- A Auberive les différences sont moins fortes. Seul l'Observateur 14 se distingue significativement des l'observateurs 15, 11, 23 et 24 avec une valeur minimale est de 1,99 microhabitat et une valeur maximale de 2,92 microhabitats observés par arbres, soit 32% de microhabitats observés en moins. Le reste des observateurs constitue un groupe relativement homogène.

- Le massif de Vercors ne concerne que deux observateurs mais ils sont significativement différents l'un de l'autre avec une valeur minimale de 1,62 et une valeur maximale de 1,92, soit 15% de microhabitats observés en moins.

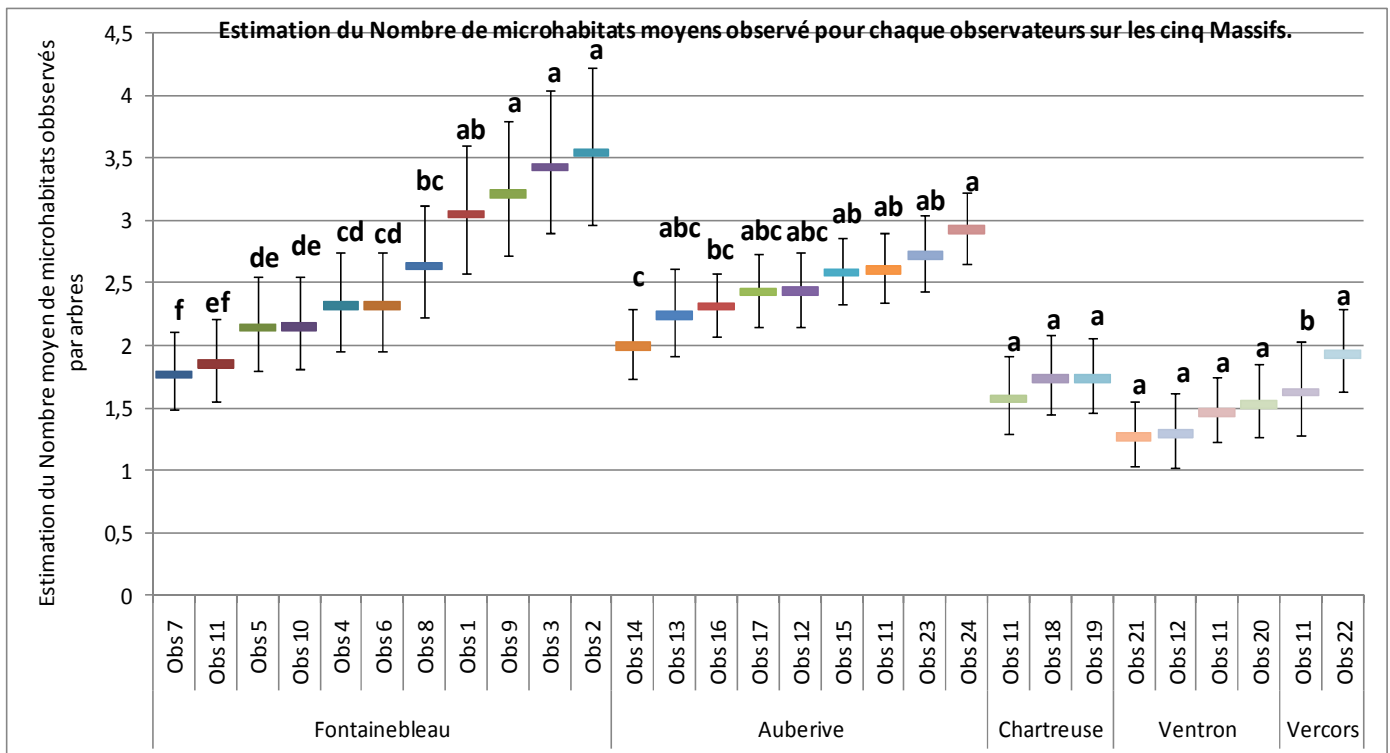


Figure 5 : Richesse des microhabitats observés lors du test d'Effet observateur. Les barres d'erreur représentent les erreurs types des estimations du modèle. Les différences significatives sont indiquées par des lettres différentes; P<0.05

Tableau 8 : Récapitulatif des p-values obtenues lors des tests de significativité de l'effet observateur ; p<0.05

531		Chisq	DF	Pr(>Chisq)
	Fontaineble	367.9	11	<0,001 ***
Auberive	155.7	9	<0,001 ***	
Vercors	35.69	2	<0,001 ***	

532		Chisq	DF	Pr(>Chisq)
	Fontaineble	609.8	11	<0,001 ***

621		Chisq	DF	Pr(>Chisq)
	Fontaineble	245.1	11	<0,001 ***

622		Chisq	DF	Pr(>Chisq)
	Fontaineble	251.1	11	<0,001 ***

632		Chisq	DF	Pr(>Chisq)
	Fontaineble	339.5	11	<0,001 ***
	Chartreuse	97.33	3	<0,001 ***

641		Chisq	DF	Pr(>Chisq)
	Fontaineble	473.7	11	<0,001 ***
Auberive	221.5	9	<0,001 ***	

642		Chisq	DF	Pr(>Chisq)
	Fontaineble	343.4	11	<0,001 ***
Auberive	127.7	9	<0,001 ***	

643		Chisq	DF	Pr(>Chisq)
	Fontaineble	658.5	11	<0,001 ***
	Auberive	215.7	9	<0,001 ***
	Chartreuse	68.26	3	<0,001 ***
	Ventron	12.58	4	0.1352
Vercors	31.19	2	<0,001 ***	

671		Chisq	DF	Pr(>Chisq)
	Fontaineble	255.3	11	<0,001 ***
	Auberive	149.7	9	<0,001 ***
	Ventron	11.94	4	0.0178 *
Vercors	73.4	2	<0,001 ***	

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

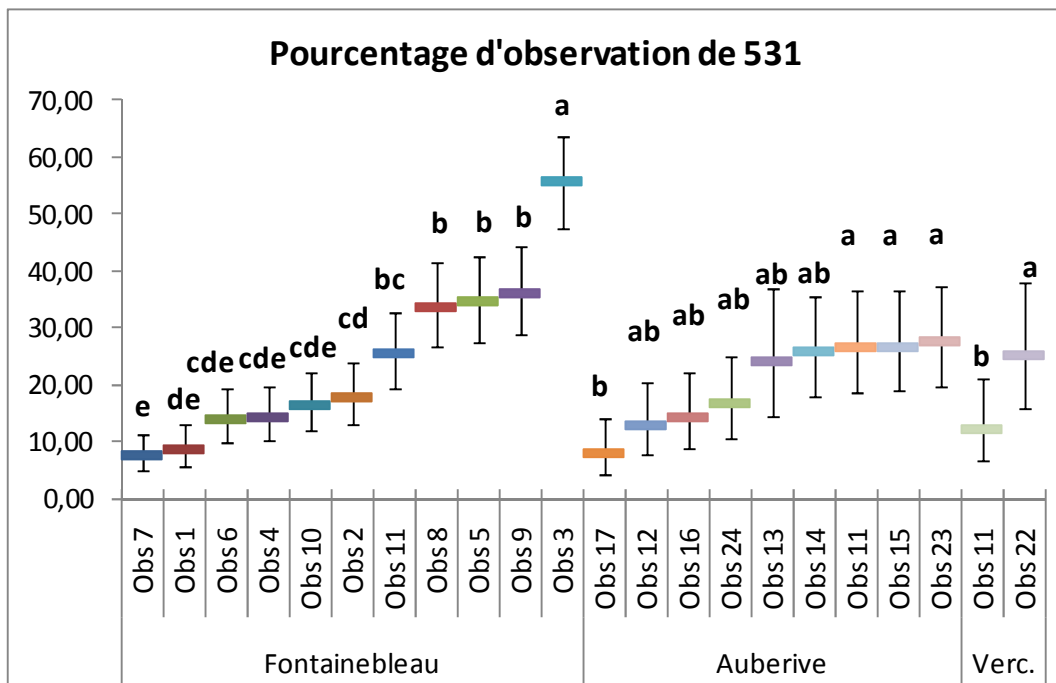


Figure 6: Estimation des pourcentages d'observation du microhabitat 531 : Branches mortes dans le houppier, de 10 à 25%. Les différentes lettres pour les observateurs d'un même massif expriment les différences significatives.

4.1.2. Effet observateur à l'échelle du microhabitat.

L'étude de l'effet observateur à l'échelle du microhabitat n'a été possible que pour les microhabitats présentant une forte fréquence d'observation dans chaque massif d'étude.

Les résultats de ces analyses à l'échelle du microhabitat sont donc présentés pour dix microhabitats sur vingt huit : 531, 532, 621, 622, 623, 632, 641, 642, 643, 671 et ce uniquement sur les massifs où la représentativité du microhabitat était suffisante.

Les estimations des modèles nous donnent des probabilités d'observation des microhabitats. Ces probabilités sont exprimées ici en pourcentage d'observation du microhabitat sur l'ensemble des arbres du massif d'étude. Pour tous les microhabitats qui ont pu être analysés l'effet observateur est significatif sauf pour le microhabitat 643 sur le massif du Ventron. Les p-values permettant de déterminer si l'effet est significatif sont présentées en Tableau 8.

- 531 : Branches mortes dans le houppier, de 10 à 25% de branche mortes par rapport au volume total du houppier. (Figure 6)

La présence d'un volume de branche morte du houppier est l'un des microhabitats les plus fréquents. Son pourcentage d'observation par observateur a été modélisé pour Fontainebleau, Auberive et le Vercors.

Comme pour l'étude de l'effet observateur sur la richesse des microhabitats, nous pouvons constater que la mesure de la différence entre observateurs n'est pas la même sur tous les massifs. Malgré tout, l'effet observateur est significatif dans les 3 massifs.

L'effet observateur le plus fort se retrouve à Fontainebleau avec de fortes différences significatives entre observateurs et une différence de 48.2% entre l'observateur ayant le plus relevé le microhabitat et l'observateur en ayant relevé le moins. L'observateur 3 se distingue significativement de tous les autres avec 55% d'observation alors que les autres observateurs sont échelonnés entre 8 à 36% d'observation.

A Auberive les observateurs semblent répartis en trois groupes, deux groupes significativement différents et un groupe intermédiaire qui n'est pas significativement différent des deux autres groupes.

Sur le massif de Vercors, les deux observateurs sont significativement différents avec un écart de 10%.

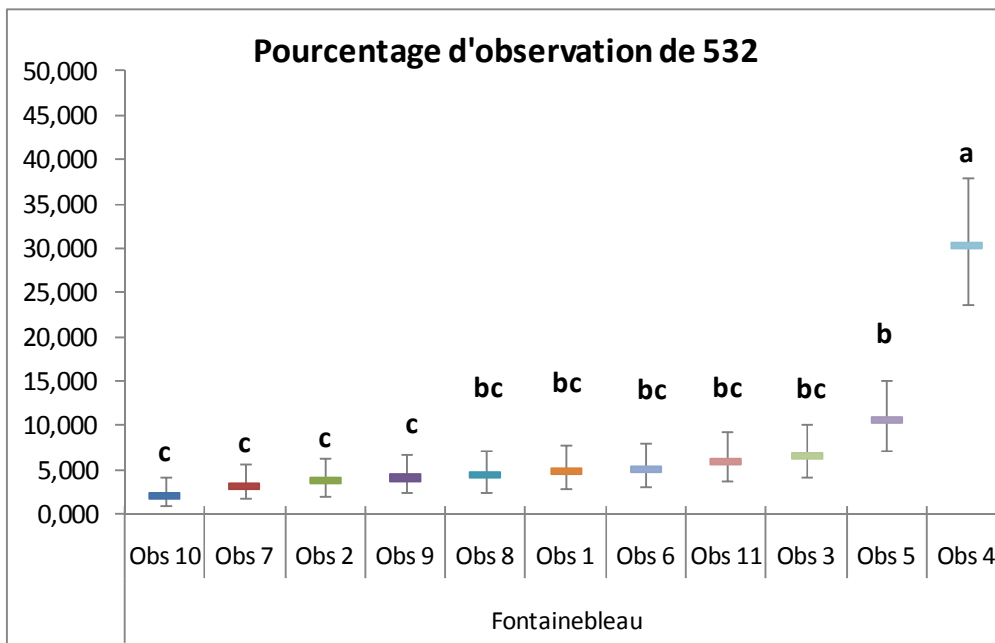


Figure 7 : Estimation des pourcentages d'observation du microhabitat 532 : Branches mortes dans le houppier, de 25% à 50%. Les différentes lettres pour les observateurs d'un même massif expriment les différences significatives.

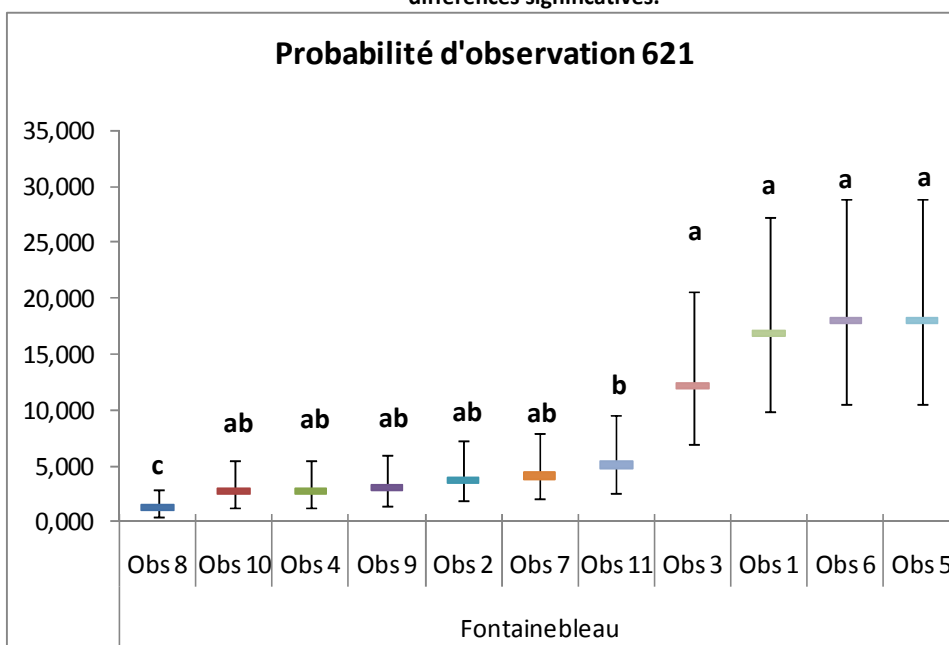


Figure 8 : Estimation des pourcentages d'observation du microhabitat 621 : Cavité d'origine trou de pic. Les différentes lettres pour les observateurs d'un même massif expriment les différences significatives.

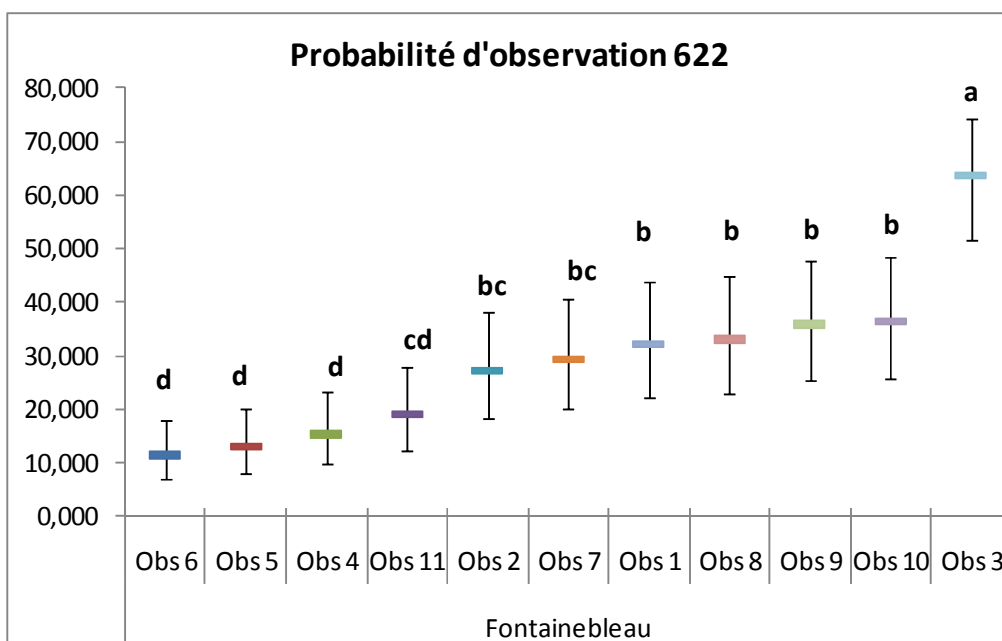


Figure 9 : Estimation des pourcentages d'observation du microhabitat 622 : Cavité d'origine naturelle. Les différentes lettres pour les observateurs d'un même massif expriment les différences significatives.

- 532 : Branches mortes dans le houppier, de 25% à 50% de branche mortes par rapport au volume total du houppier. (Figure 7)

La présence d'une telle quantité de branches mortes dans le houppier étant plus rare, seule la modélisation des observations de Fontainebleau a été possible. L'effet observateur est significatif mais les différences entre les observateurs sont moins importantes que pour le microhabitat 531 décrit ci-dessus. En effet l'amplitude de la différence maximale est de 28%.

Les observateurs sont répartis en quatre groupes :

- Le premier groupe de quatre observateurs ayant des pourcentages d'observation entre 2 à 4% ;
- l'observateur 5 avec un pourcentage d'observation de 10,6% significativement différent du premier groupe ;
- un troisième groupe de quatre observateurs intermédiaires au deux premiers et non significativement différent d'eux ;
- l'observateur 4 avec un pourcentage d'observation nettement supérieur à tous les autres observateurs et significativement différents d'eux.

- 621 : Cavité d'origine trou de pic avec ouverture >2cm de diamètre. (Figure 8)

Pour la présence de cavité ayant pour origine un trou de pic, seules les données du massif de Fontainebleau ont pu être modélisées étant donné la trop faible représentativité du microhabitat dans les autres massifs.

L'effet observateur est significatif. Quatre groupes d'observateurs se différencient avec en particulier un groupe de quatre observateurs dont les pourcentages d'observation du microhabitat sont compris entre 12,1 et 18% et qui est significativement différent des autres observateurs. L'écart entre l'observateur maximum et l'observateur minimum est de 16,4%. Les pourcentages d'observation les plus forts s'accompagnent d'erreurs types assez importantes, qui traduisent une forte variabilité intra-observateur.

- 622 : Cavité d'origine naturelle (carries) avec ouverture >5cm de diamètre. (Figure 9)

De la même façon seul le massif de Fontainebleau est présenté pour l'analyse des cavités d'origine naturelle. L'effet observateur est significatif, les observateurs sont repartis en cinq groupes plus ou moins significativement différents les uns des autres. L'écart maximum d'observation est entre l'observateur 3 et l'observateur 6 avec 52.1% de différence. L'observateur 3 se distingue de tous les autres observateurs.

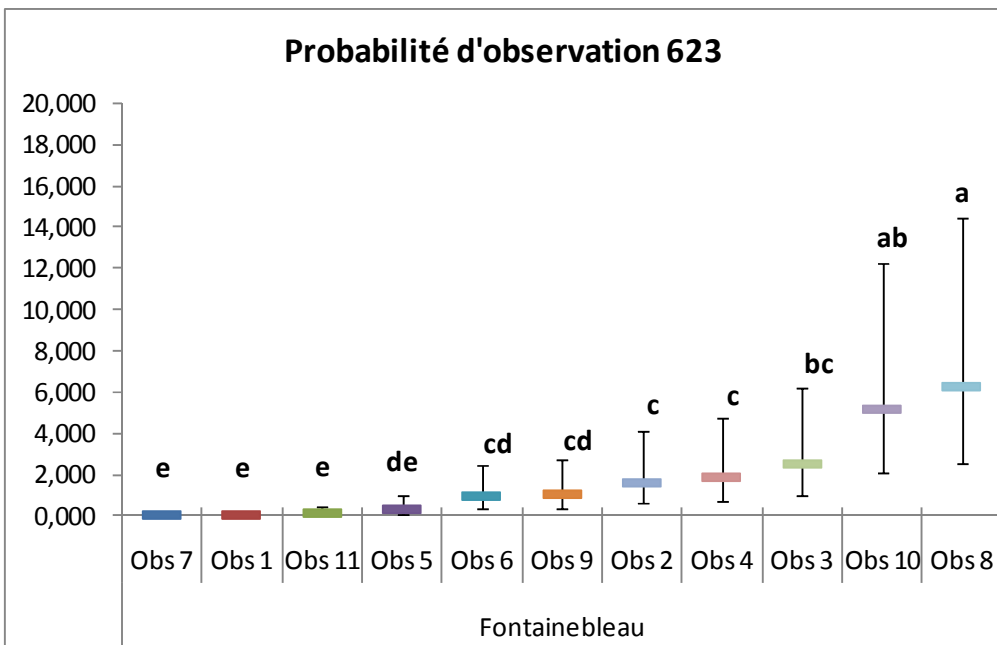


Figure 10 : Estimation des pourcentages d'observation du microhabitat 623 : Cavités de pics en chaînes. Les différentes lettres pour les observateurs d'un même massif expriment les différences significatives.

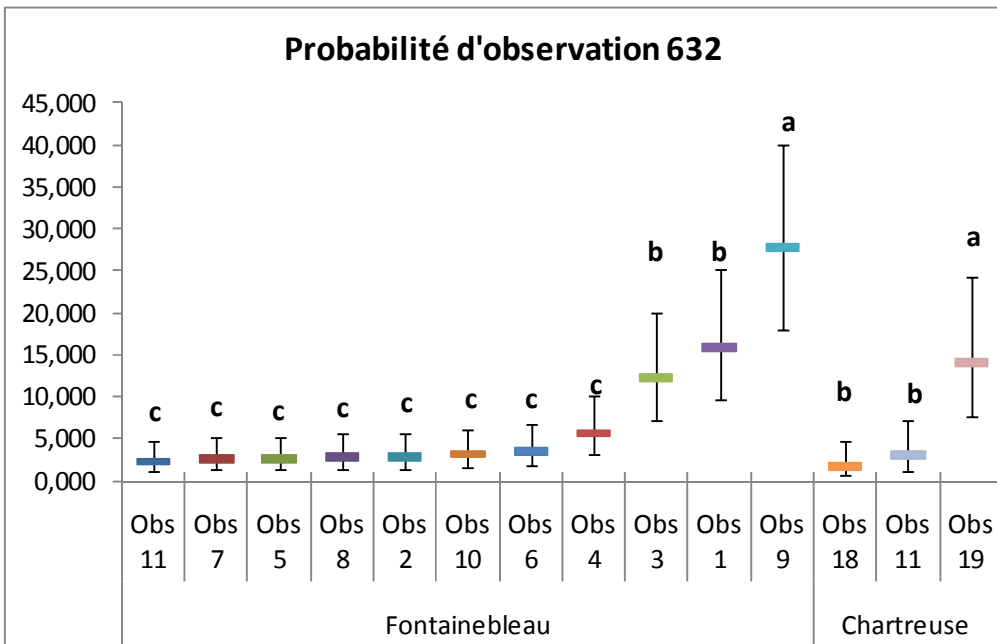


Figure 11 : Estimation des pourcentages d'observation du microhabitat 632 : Fentes. Les différentes lettres pour les observateurs d'un même massif expriment les différences significatives.

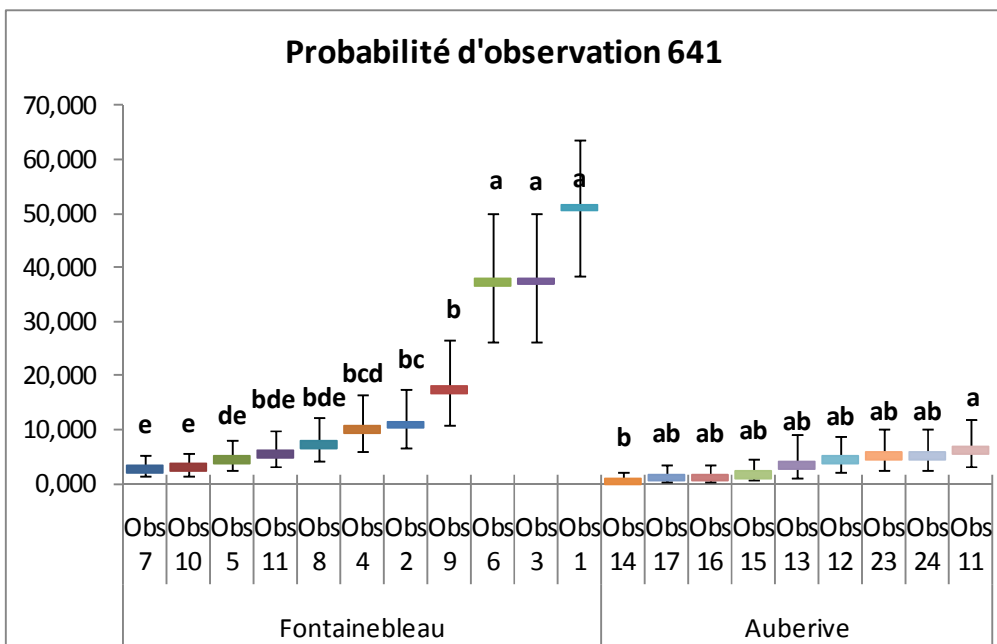


Figure 12 : Estimation des pourcentages d'observation du microhabitat 641 : écorce déhiscente. Les différentes lettres pour les observateurs d'un même massif expriment les différences significatives.

- 623 : Cavités de pics en chaînes: au moins 3 cavités avec entrées séparées de moins de 2m.(Figure 10)

L'effet observateur sur l'observation des cavités en chaîne du massif de Fontainebleau est assez faible mais néanmoins significatif. Il y a un écart de 6.28 % entre l'observateur 8 et l'observateur 1. Aucun observateur ne se distingue complètement des autres mais les observateurs se répartissent en groupes peu différents, mais significativement différents dans l'ensemble. Les erreurs type augmentent pour les observateurs présentant le plus d'observations.

- 632 : Présence de Fentes avec atteinte du bois, fente ≥ 25 cm de long et 2 cm de profondeur. (Figure 11)

La présence de fente a pu être modélisée pour le massif de Fontainebleau mais également pour celui de Chartreuse. Dans les deux massifs l'effet observateur est significatif mais avec des différences légèrement plus marquées à Fontainebleau.

Les pourcentage d'observation vont de 2,28% à 27,8% à Fontainebleau soit une différence de 25,52% d'observation en moins. En Chartreuse cette différence maximale est de 12,29% entre l'observateur 18 et l'observateur 19.

A Fontainebleau il y a trois groupes d'observateurs significativement différents les uns des autres. En Chartreuse deux observateurs sont significativement différents du troisième. De la même façon que pour le microhabitat 623, les erreurs types augmentent pour les observateurs ayant les plus forts pourcentages d'observation.

- 641 : Présence d'écorce déhiscente sur une surface minimum de 5cm x 5cm et 2cm de décollement. (Figure 12)

Les pourcentages d'observation de ce microhabitat par les observateurs ont pu être modélisés pour les massifs de Fontainebleau et d'Auberive. Dans les deux cas l'effet observateur est significatif.

A Fontainebleau les résultats montrent des valeurs assez différentes avec un maximum de 51,1% d'observation du microhabitat pour l'observateur 1 et un minimum de 2,75 % d'observation pour l'observateur 7. Les observateurs 6, 3 et 1 se distinguent très significativement de tous les autres avec des pourcentages d'observation nettement supérieurs.

A Auberive les différences entre observateurs sont faibles même si l'effet observateur apparaît significatif. La plus forte différence se voit entre l'observateur 14 avec 0,4% d'observation du microhabitat, et l'observateur 11 avec 6,16% d'observation du microhabitat.

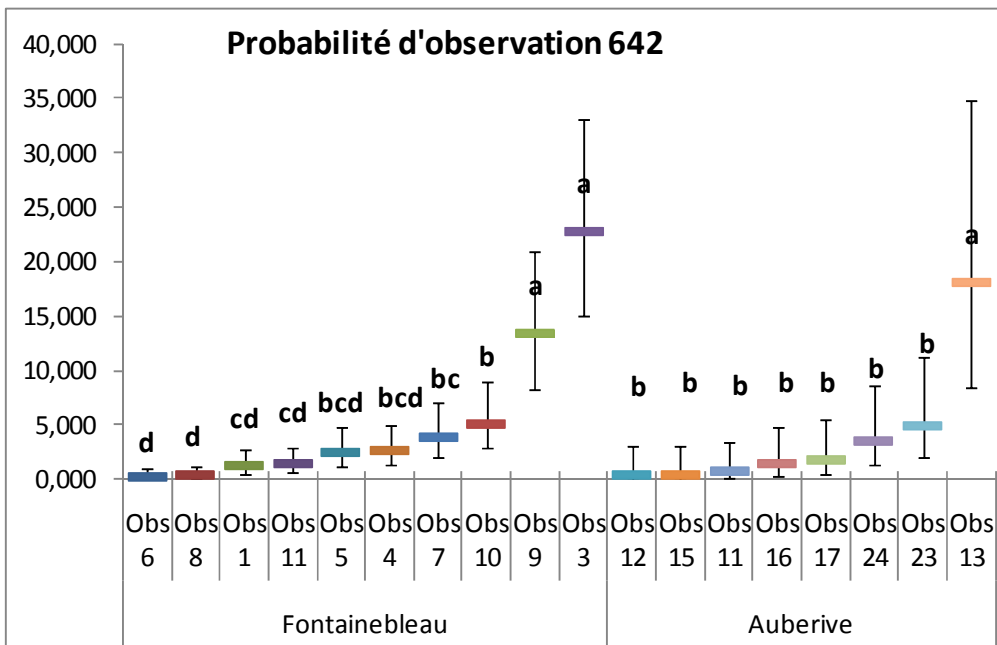


Figure 13 : Estimation des pourcentages d'observation du microhabitat 642 : écorce déhiscente. Les différentes lettres pour les observateurs d'un même massif expriment les différences significatives.

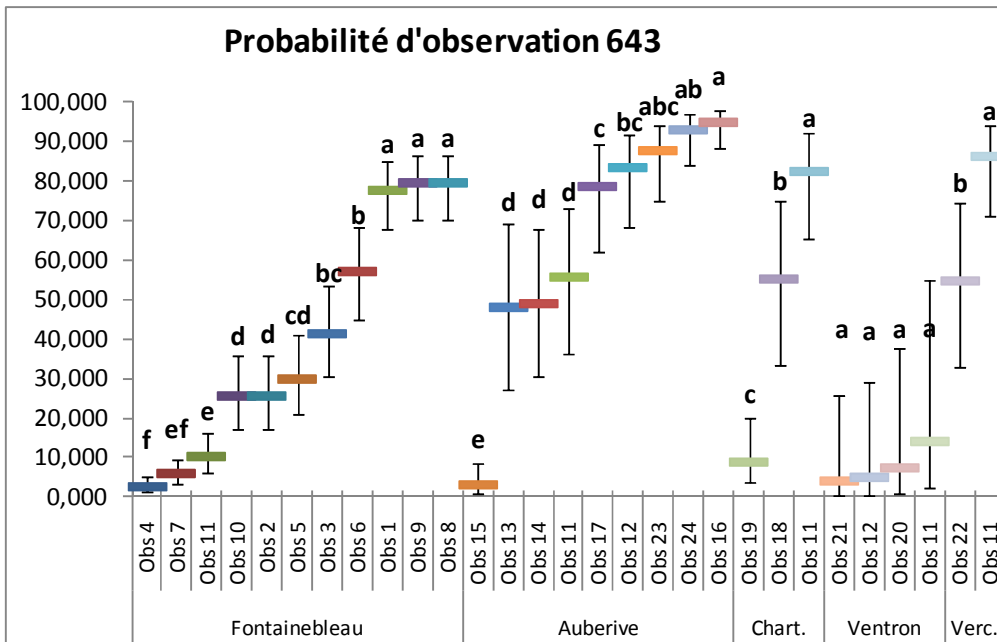


Figure 14 : Estimation des pourcentages d'observation du microhabitat 643 : Absence d'écorce. Les différentes lettres pour les observateurs d'un même massif expriment les différences significatives.

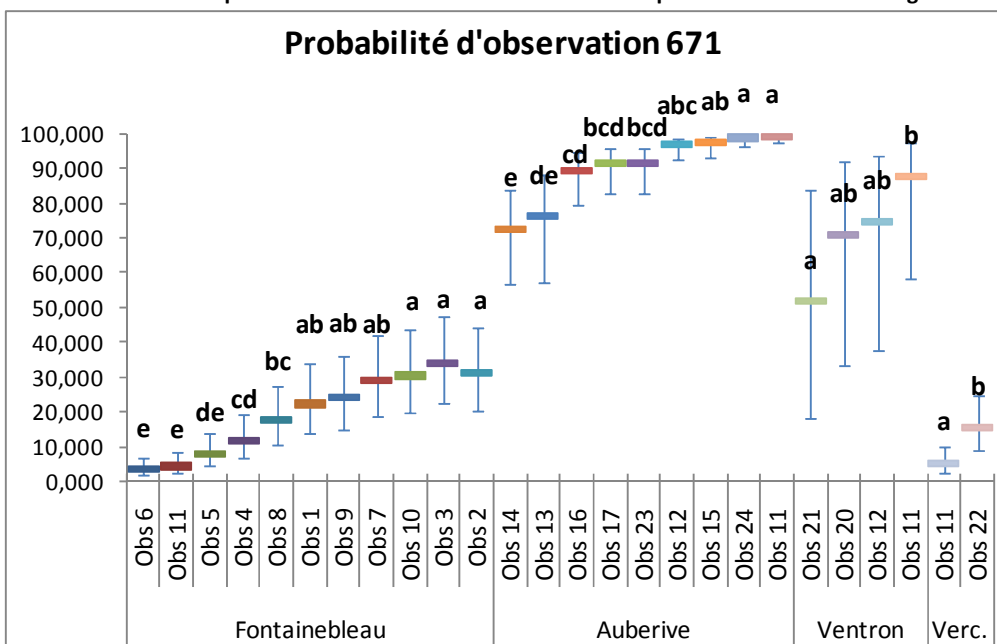


Figure 15 : Estimation des pourcentages d'observation du microhabitat 671 : Bryophytes. Les différentes lettres pour les observateurs d'un même massif expriment les différences significatives.

- 642 : Présence d'écorce déhiscente sur une surface minimum de 5cm x 5cm et 2cm de décollement, avec présence de terreau sous l'écorce. (Figure 13)

Ce microhabitat a pu également être analysé pour les massifs d'Auberive et Fontainebleau. Dans les deux cas l'effet observateur est significatif.

Dans les deux massifs, la fréquence d'observation du microhabitat est faible, et dans les deux cas un ou deux observateurs se distinguent significativement des autres avec un pourcentage d'observation significativement supérieur à ceux des autres observateurs. A Fontainebleau ce sont les observateurs 9 et 3 qui se distinguent ; et à Auberive c'est l'observateur 13 qui se différencie avec 18% d'arbres où le microhabitat a été observé. Ces trois pourcentages d'observation du microhabitat s'accompagnent d'erreurs types assez importantes, qui traduisent une forte variabilité intra-observateur.

- 643 : Absence d'écorce sur une surface ≥ 5 cm x 5cm. (Figure 14)

Le microhabitat 643 est le microhabitat le plus relevé dans tous les massifs, en effet il est assez fréquent de retrouver sur les arbres une blessure ou cicatrice qui amène une absence d'écorce de 25cm².

L'effet observateur sur ce microhabitat est significatif, et les différences entre observateurs fortes pour tous les massifs sauf le Ventron. En effet, au Ventron il n'y a pas d'effet observateur sur ce microhabitat, les différences entre observateurs ne sont pas significatives.

A Fontainebleau, un groupe de trois observateurs se distingue significativement de tous avec de forts pourcentages d'observation du microhabitat (entre 77,6 et 79,3%). Il y a 76,7% d'écart entre le minimum d'observation de l'observateur 4 et le maximum de l'observateur 8.

A Auberive, les pourcentages d'observation vont de 3,1% à 95%. L'observateur 15 se distingue des autres avec un pourcentage d'observation très bas.

En Chartreuse les trois observateurs sont significativement différents les uns des autres avec 8,8% d'observation du microhabitat pour l'observateur 19 et 82,5% d'observation pour l'observateur 11.

Au Ventron tous les observateurs ont des pourcentages d'observation compris entre 4,1 et 14% avec des erreurs types assez importantes ce qui pourrait expliquer la non significativité des différences.

En Vercors, l'observateur 22 avec 54,6% d'observation est significativement différent de l'observateur 11 et ses 86% d'observation du microhabitat.

Sur les trois derniers massifs, certains observateurs présentent de fortes erreurs types, reflétant là aussi des variations intra-observateur.

- 671 : Présence de Bryophytes (mousses) sur >1/2 surface développée. (Figure 15)

La présence de mousse est aussi un microhabitat rencontré très souvent, la modélisation à donc été possible pour tous les massifs sauf en Chartreuse.

L'effet observateur est avéré pour les massifs sur lesquels le microhabitat a été analysé. Pour les massifs de Fontainebleau, d'Auberive et du Ventron, aucun observateur ou groupe d'observateur ne se distingue de tous les autres. Les écarts maximums sont respectivement de 27,6% de différence, 22,8% de différence, et 35,9% de différence pour les trois massifs. Cependant au Ventron les observateurs présentent de fortes erreurs types.

En Vercors, les deux observateurs sont significativement différents l'un de l'autre avec une différence de 10%.

4.1.3.Consensus.

Les modèles réalisés pour évaluer le taux de détection et le taux d'invention ne peuvent pas donner lieu à une exploitation de résultats. En effet comme l'on peut voir dans les graphiques présentés en figures 16 et 17, les erreurs type des estimations de ces probabilités de détection ou d'invention sont très importantes et ne permettent donc pas de statuer sur ces résultats.

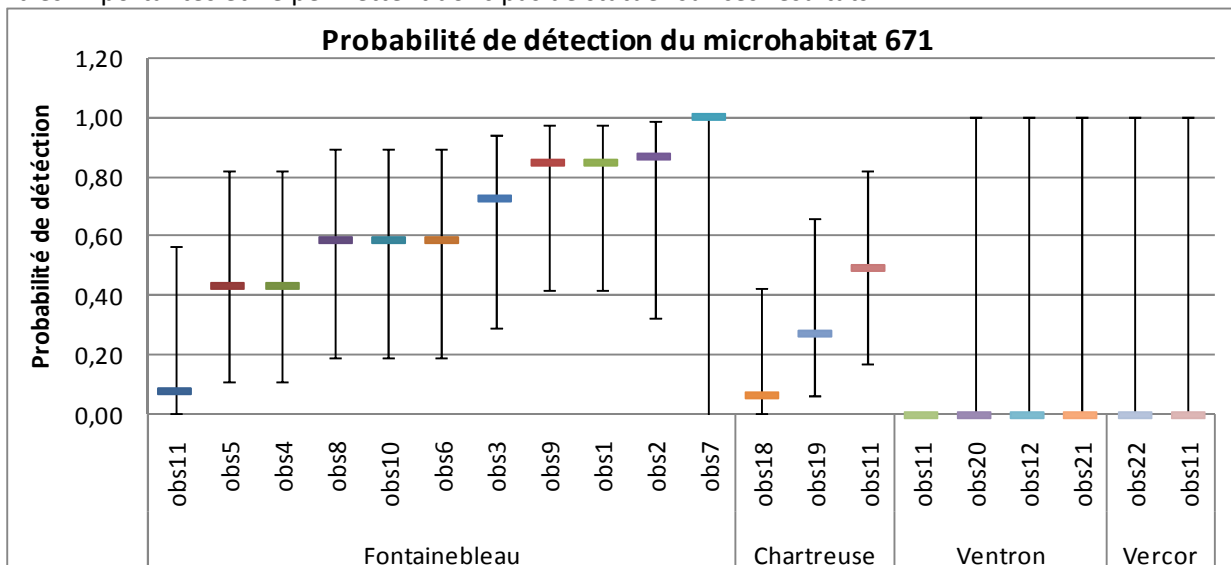


Figure 16 : Estimation des probabilités de détection du microhabitat 671 : Bryophytes.

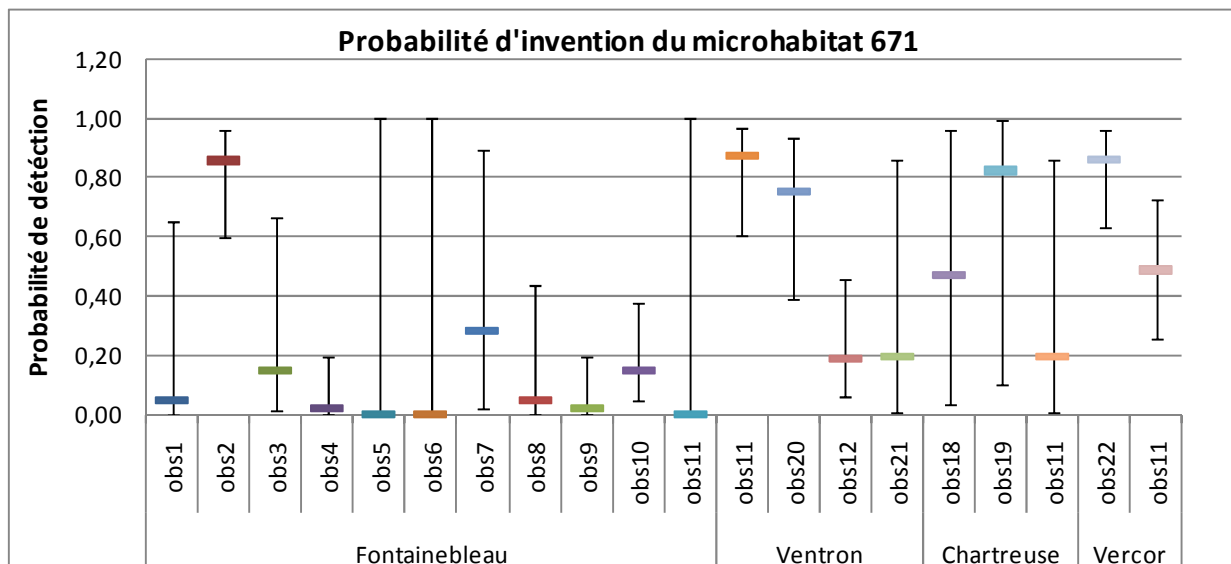


Figure 17 : Estimation des probabilités d'invention du microhabitat 671 : Bryophytes.

4.2. Etude de l'impact de l'exploitation et des caractéristiques des arbres sur les microhabitats.

4.2.1. Richesse en microhabitats.

Les résultats des analyses statistiques effectuées sur les modèles sont présentés dans le Tableau 9 ci-dessous, et les estimations figurent dans les graphiques qui suivent. L'ensemble détaillé des résultats se trouve en Annexe 5.

Tableau 9 : Récapitulatif des p-values obtenues lors des tests de significativité des variables explicatives ; $p < 0.05$.

Variables explicatives	Pr(>Chisq)
Massif	<0.001 ***
Exploitation	0.761
Diamètre	<0.001 ***
Essence	<0.001 ***
Type	<0.001 ***

- Exploitation

L'analyse des microhabitats sur les parcelles exploitées et non exploitées montre que pour nos sites d'étude, il n'y a pas d'influence du type d'exploitation sur la richesse des microhabitats, avec une p-value de 0,761 l'effet n'est pas significatif (Tableau 9).

Aucune différence significative ne peut être observée entre les arbres situés en parcelle exploitée et les arbres situés en parcelles non exploitées. Une fois pris en compte l'ensemble des paramètres (diamètre, essence, massif, type), le nombre de microhabitats estimé par arbres pour les parcelles exploitées est de 2.71 et de 2.66 pour les parcelles non exploitées (Figure 18).

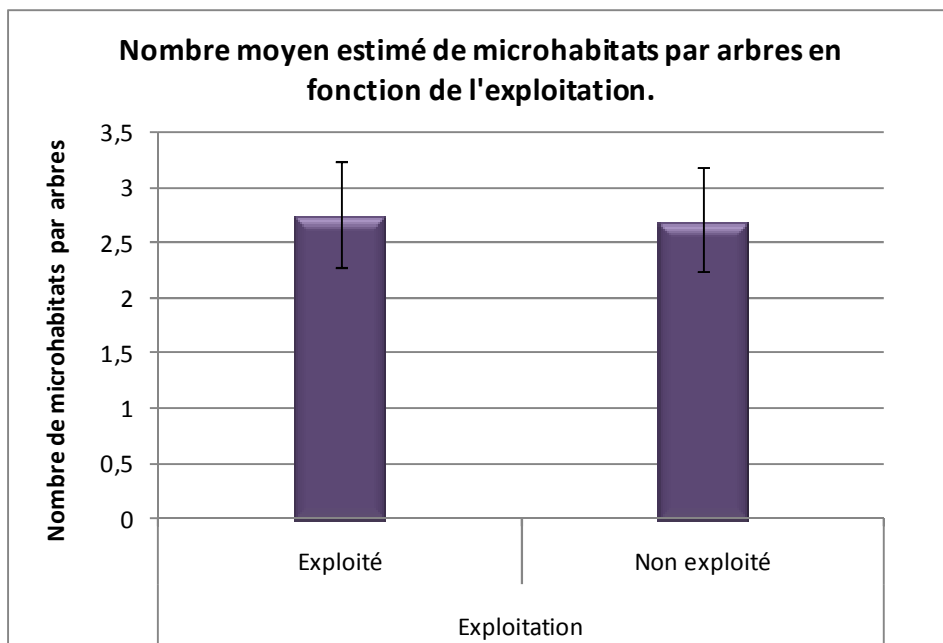


Figure 18 : Richesse des microhabitats estimée pour les parcelles exploitées et non exploitées. Les barres d'erreur représentent les erreurs types des estimations du modèle.

- Massifs.

En revanche on peut constater une différence de richesse significative entre les massifs (Tableau 9). La modélisation qui a été faite permet de tenir compte de tous nos effets fixes pour les estimations et en centrant ces effet fixe dans la réalisation du modèle. Les massifs sont ainsi comparés sur un pied d'égalité comme s'ils étaient identiques en essence, en pourcentage d'arbres mort, en pourcentage d'arbres de gros diamètre ...

La Figure 19 montre que le nombre moyen de microhabitats estimés par arbre varie de 1,45 pour Fontainebleau à 3,17 en Chartreuse, soit plus du double de microhabitats observés.

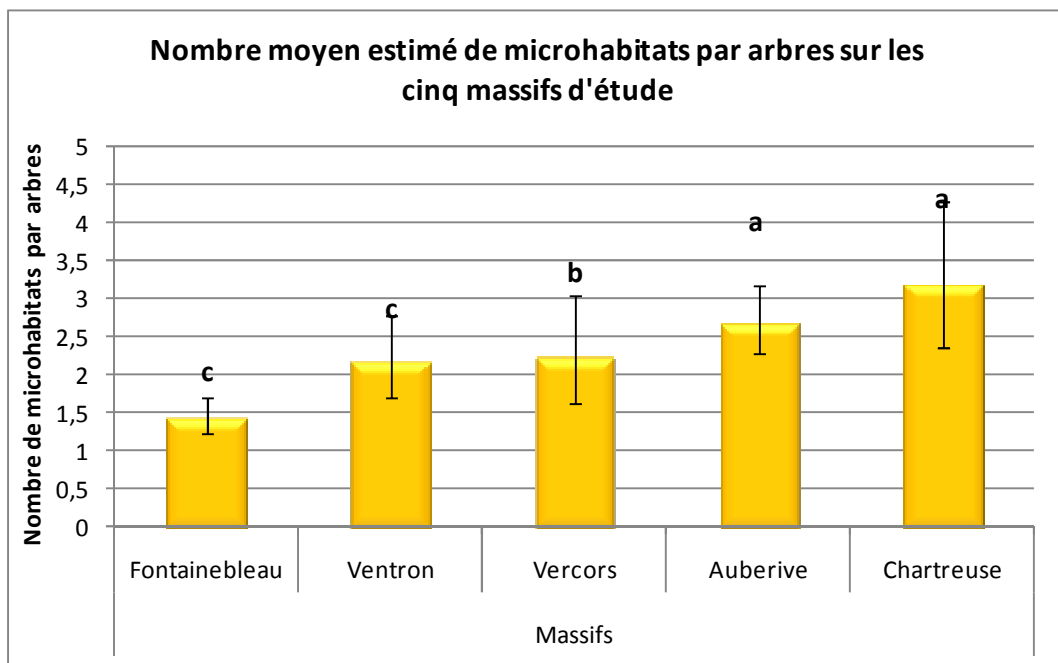


Figure 19 : Richesse des microhabitats estimée pour les cinq massifs d'étude. Les barres d'erreur représentent les erreurs types des estimations du modèle. Les différences significatives sont indiquées par des lettres différentes; $P < 0.05$.

- Caractéristiques des arbres

Le diamètre des arbres, leur essence et leur type (Arbre vivant ou mort sur pied) sont des caractéristiques qui ont un effet très significatif sur la richesse des microhabitats (Tableau 9). Le graphique ci-après représente ces trois caractéristiques et les niveaux de ces caractéristiques qui ont été étudiés. Les estimations sont centrées pour tous les massifs d'études et pour les parcelles exploitées et non exploitées.

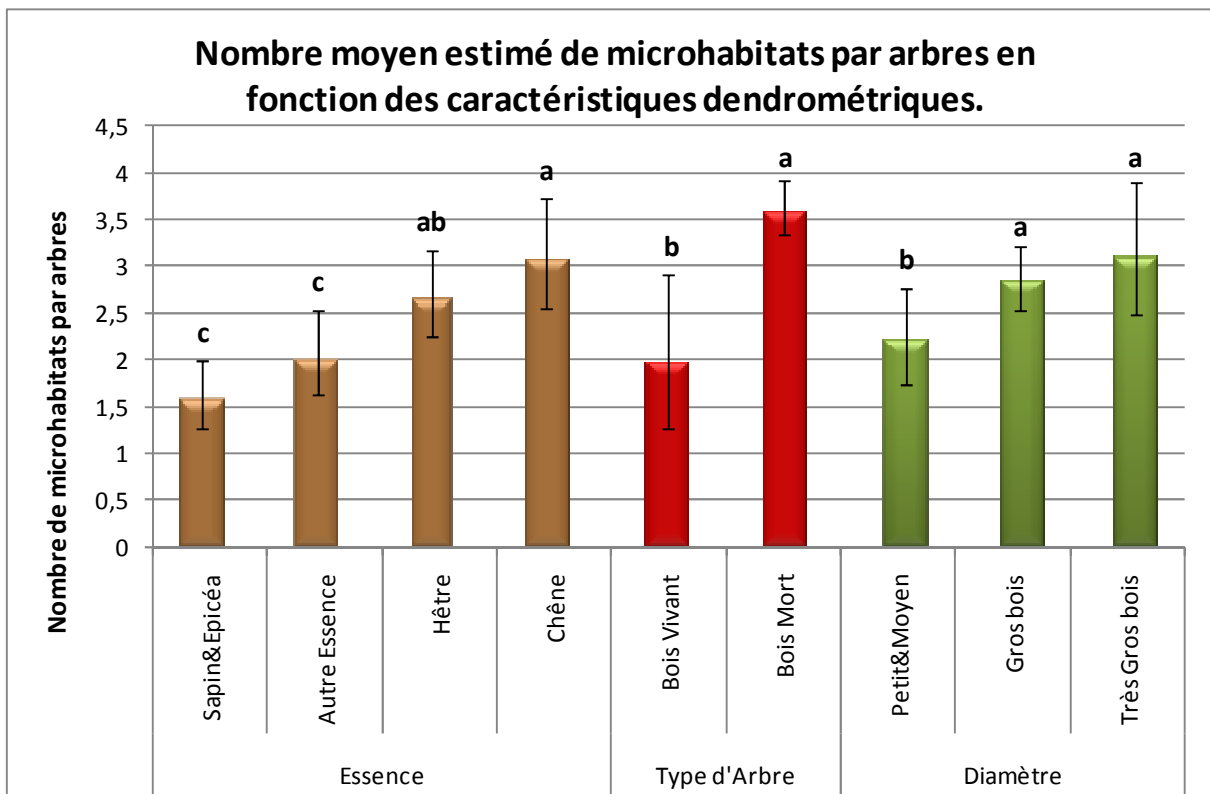


Figure 20 : Richesse des microhabitats estimée pour les caractéristiques dendrométriques des arbres. Les barres d'erreur représentent les erreurs types des estimations du modèle. Les différences significatives sont indiquées par des lettres différentes pour chaque niveau des trois caractéristiques étudiées; $P < 0.05$.

L'essence a un effet très significatif avec des différences marquées. Sur du chêne on retrouve une moyenne de 3,1 microhabitats par arbres et seulement 1,58 sur les sapins et épicéas. Le hêtre et le chêne sont peu différents entre eux mais significativement différents du sapin, de l'épicéa et des autres essences rencontrés qui présentent globalement moins de microhabitat par arbres.

La différence entre **le Bois vivant et le Bois mort** est très importante et significative. Sur le Bois mort on retrouve en moyenne 1,6 microhabitat de plus que sur le bois vivant, soit quasiment le double.

Le diamètre est lui aussi important, et significatif, avec des différences marquées entre les arbres de gros et très gros diamètre et les arbres de petit et moyen diamètre. Les premiers étant significativement plus riches en microhabitats.

Tableau 10 : Récapitulatif des p-values obtenues lors des tests de significativité des variables explicatives pour les différents microhabitats testés; p<0.05.

		Chisq	DF	Pr(>Chisq)
531	Massif	45.91	4	<0,001 ***
	Exploitation	1.748	1	0.1861
	Diamètre	0.4055	2	0.8165
	Essence	51.93	3	<0,001 ***
611	Massif	72.29	4	<0,001 ***
	Exploitation	3.269	1	0.07059 .
	Diamètre	5.867	2	0.0532 .
	Essence	3.608	3	0.307
	Type	25.53	1	<0,001 ***
622	Massif	107.1	4	<0,001 ***
	Exploitation	0.002676	1	0.9587
	Diamètre	25.94	2	<0,001 ***
	Essence	33.31	3	<0,001 ***
	Type	0.3684	1	0.5439

		Chisq	DF	Pr(>Chisq)
632	Massif	106.8	4	<0,001 ***
	Exploitation	0.5443	1	0.4607
	Diamètre	6.78	2	0.03371 *
	Essence	19.37	3	<0,001 ***
	Type	39.46	1	<0,001 ***
641	Massif	48.66	4	<0,001 ***
	Exploitation	5.721	1	0.01676 *
	Diamètre	6.191	2	0.04525 *
	Essence	10.75	3	0.01317 *
	Type	40.63	1	<0,001 ***
643	Massif	73.56	4	<0,001 ***
	Exploitation	3.156	1	0.07563 .
	Diamètre	22.27	2	<0,001 ***
	Essence	15.98	3	0.001147 **
	Type	43.1	1	<0,001 ***

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

4.2.2. A l'échelle du microhabitat

La modélisation ne concerne qu'une partie des microhabitats lorsque leurs fréquences étaient suffisantes. Les six microhabitats étudiés sont donc le volume de bois mort du houppier (531), la présence de carpophores : 611, les cavités d'origine naturelles : 622, les fentes : 632, et l'absence d'écorce : 643. Pour ces microhabitats les résultats des p-values sur les effets des variables explicatives sont synthétisés dans le Tableau 10 et présentés en détail en Annexe. La variable explicative Type de Bois n'a pas été étudiée pour le microhabitat 531 puisque le volume de bois mort présent dans le houppier n'est relevé que pour les arbres vivants.

Les cinq variables explicatives n'ont pas les mêmes effets en fonction des différents microhabitats, sauf l'effet Massif qui reste très significatif pour tous.

L'effet massif est fort mais aucun massif ne semble présenter systématiquement une plus grande abondance de microhabitats pour ceux étudiés.

L'exploitation, qui n'a pas d'effet sur la richesse en microhabitat, a ici un effet marginalement significatif sur trois microhabitats : les carpophores, les écorces déhiscentes et l'absence d'écorce. Cet effet est en faveur de l'exploitation avec légèrement plus de ces microhabitats dans les parcelles exploitées.

L'effet du diamètre est très variable d'un microhabitat à un autre: il n'a aucun impact significatif pour le pourcentage de volume de bois mort dans le houppier ; un impact que marginalement significatif pour la présence de carpophores ; un impact significatif pour la présence de fente et d'écorce déhiscente, et pour les cavités et l'absence d'écorce l'effet est très significatif. A chaque fois que le diamètre a un effet significatif, l'effet est en faveur des gros arbres et très gros arbres ($> 47,5$ cm D_{130}) qui présentent alors plus de microhabitats que les petits et moyens arbres ($20 < D_{130} < 47,5$).

L'effet de l'essence dépend aussi des microhabitats. Elle a un effet significatif ou très significatif pour tous sauf pour la présence de carpophores. Le hêtre ou le chêne présentent alors plus de microhabitats que le sapin, l'épicéa et les autres essences rencontrés.

L'effet type de bois est très significatif pour tous les microhabitats, sauf pour la formation de cavités naturelles, avec à chaque fois un plus grand nombre de microhabitats sur les arbres morts sur pied.

Les résultats nous montrent que les caractéristiques individuelles de l'arbre ont une grande importance pour les microhabitats, plus que la nature exploitée ou non de la parcelle sur lequel il se situe.

Discussion

5. Discussion.

5.1. Effet observateur.

L'effet observateur sur les relevés de microhabitats est significatif. Cet effet est plus ou moins marqué suivant les microhabitats mais surtout suivant les massifs étudiés.

Cependant, l'effet observateur est faible pour les relevés effectués au massif du Grand Ventron, l'effet est détecté uniquement pour la présence de mousse sur les arbres. Alors que sur des massifs comme Fontainebleau ou Auberive, il y a un effet observateur sur la richesse en microhabitats mais aussi sur tous les microhabitats analysés.

Les différences entre les massifs peuvent avoir plusieurs causes :

- Les conditions dans lesquelles se sont déroulés les relevés : certaines parcelles, en particulier en montagne, présentaient des difficultés d'observation dues à la topographie (pente, substrat instable).
- Pour les massifs montagneux, le protocole s'est fait au printemps, une fois les parcelles déneigées, cela implique la présence du feuillage qui limite les possibilités d'observation du tronc et du houppier.
- Les Volontaires : l'expérience des protocoles de relevé, l'origine des volontaires peuvent jouer un vrai rôle sur les relevés observateurs. Sur le Massif d'Auberive ou du Ventron, les volontaires sont des personnes ayant l'expérience du protocole SENP, cette expérience commune permet de minimiser l'effet observateur comme cela a été observé dans d'autres études (Garel *et al.*, 2005). A Fontainebleau, où l'effet observateur est le plus fort, on retrouve des volontaires de deux origines très différentes n'ayant pas ou peu l'expérience du protocole SENP ce qui augmente l'effet observateur.
- Le déroulement du test d'effet observateur : sur le massif du grand Ventron, en Chartreuse et dans le Vercors, en raison des difficultés d'accès aux placettes d'étude, le consensus a été fait au fur et à mesure de la journée et non à la fin du test d'effet observateur comme cela avait été fait à Fontainebleau. Ce consensus fait au fur et à mesure a permis de partager les points de vue, une influence mutuelle entre observateurs et donc d'amoinrir l'effet observateur. Cependant, il ne permet pas de s'en affranchir totalement puisque sur le massif du Vercors l'effet observateur est significatif (mais cela peut être lié au fait qu'il n'y avait que deux observateur et donc un consensus difficile à obtenir sans majorité).

L'effet observateur est moins marqué sur certains microhabitats que sur d'autres. Par exemple, les cavités d'origine trou de pic avec un écart maximum de 16% entre observateurs à Fontainebleau, et

l'absence d'écorce avec un écart de 76% à Fontainebleau sont deux microhabitats pour lesquels l'effet observateur n'a pas la même ampleur. On constate également qu'il existe des erreurs types importantes sur un certain nombre d'observateur et pour différents microhabitats, cela dénote une variabilité intra-observateur parfois importante. Cela pourrait signifier que les observateurs ne sont pas constants au cours des observations.

Il existe deux types d'erreurs possibles lors d'un relevé, qui conduisent à des différences entre observateurs : la non détection et l'erreur d'identification (Archaux et *al.*, 2006). La non détection peut être due à la difficulté d'observation de certains microhabitats de petite taille comme l'absence d'écorce sur 25cm². L'erreur d'identification apparaît pour des microhabitats comme les cavités où il est parfois difficile de déterminer si c'est une cavité d'origine naturelle ou d'origine « trou de pic », mais aussi à partir de quand considère-t-on ce qui ressemble à une cavité comme une cavité et non plus un simple « trou de nourrissage de pic ».

5.1.1.Limites du test.

Notre test d'effet observateur présente des limites. La première et la plus importante est le fait que le consensus ne peut pas être exploité, ce qui ne nous permet pas d'évaluer le rapport à la « réalité » des relevés des observateurs. Cette limite vient de l'échantillonnage trop faible d'arbres consensus. En effet, seulement 15% des arbres échantillonnés lors du test d'effet observateur ont donné lieu à un consensus, soit 117 arbres.

La faible représentativité de certains microhabitats ne permet pas non plus l'analyse statistique à l'échelle du microhabitat. Ainsi, il n'est pas possible de déterminer si l'effet observateur est significatif pour tous les microhabitats de la clé de détermination.

5.1.2.Recommandations.

Actuellement, la mesure des microhabitats pose un réel problème de fiabilité. Pour être utilisé, il est impératif de mettre en place des solutions pour limiter cet effet observateur sur ce protocole de relevé :

- Un travail *a posteriori* de la clé de détermination avec notamment une redéfinition des seuils est à envisager,
- Un apprentissage du protocole et de la clé à partir d'une notice détaillée venant compléter la clé de détermination. Cette notice, plus exhaustive, présenterait des photos des microhabitats à considérés comme à relever et ceux pouvant induire en erreur et à exclure.

- Cet apprentissage peut se faire par la mise en place de placettes d'entraînement en tout début de campagne de relevé. Un échange des points de vue entre les différents observateurs, et un calage systématique est la solution la plus fiable à mettre en place.
- Une autre solution consiste à faire tous les relevés d'une étude avec une personne référente (modérateur) ayant une grande expérience du protocole en complément des équipes locales ou seule. Cependant d'autres facteurs individuels peuvent jouer (motivation, fatigue...). Cette solution est déjà mise dans le protocole de relevé de la flore vasculaire du projet GNB.

5.2. Impact de l'exploitation et des caractéristiques des arbres sur les microhabitats.

Contrairement aux hypothèses formulées d'après la bibliographie, la richesse en microhabitats ne semble pas être influencée par un effet seul de l'exploitation. Seules les caractéristiques individuelles des arbres sur lesquels ils se trouvent ont un effet significatif.

L'influence de ces caractéristiques est une confirmation de ce qui a déjà été observé dans différentes études. L'importance du bois mort, des arbres de gros et très gros diamètre pour les microhabitats et la proportion plus élevée de ces microhabitats chez les feuillus, en particulier le chêne, sont des résultats conformes à la littérature scientifique.

Les arbres de gros et très gros diamètres favorisent de manière significative la richesse en microhabitats et la présence de quatre microhabitats sur les six analysés. Les cavités naturelles, les fentes, la déhiscence et l'absence d'écorce se retrouvent plus sur les arbres de diamètre supérieur à 47.5 cm. Au-delà du fait que certains microhabitats ne se forment qu'à un âge avancé de l'arbre et donc sur les gros bois, il a été mis en évidence que les oiseaux cavicoles primaires creusent préférentiellement leurs cavités dans les arbres de gros diamètre. En effet pour ces vertébrés, il faut que la cavité soit assez grande. Une taille importante de l'arbre entraîne une épaisseur de bois importante entre le milieu extérieur et la cavité, ce qui permet d'avoir un microclimat tamponné, offre une meilleure protection contre les prédateurs et un support plus stable (Bunnell et *al.*, 1999).

Les essences de feuillus comme le Chêne et le Hêtre sont les essences sur lesquelles on retrouve le plus de microhabitats. Le pourcentage de volume de bois mort dans le houppier et l'absence d'écorce sont favorisés sur le chêne, et nettement moins fréquents chez les résineux (sapin et épicéa). De la même façon, la présence de cavité d'origine naturelle, les fentes, les écorces déhiscentes sont plus fréquentes sur le Hêtre qui les favorise alors que les résineux présentent une fréquence de ces microhabitats nettement inférieure. De manière indirecte, cela rejoint les études faites sur l'influence de l'essence dominante sur la biodiversité, qui montrent que globalement les conifères abritent en général moins de biodiversité que les feuillus (Gosselin, 2004b).

Les chandelles et arbres mort entiers sont d'une grande importance pour la diversité biologique forestière. Il n'est pas étonnant que cette importance se retrouve dans la relation favorable qui existe entre les microhabitats et ces éléments. En effet, de nombreuses espèces sont inféodées au bois mort : espèces xylophages, saproxyliques, détritivores mais aussi des espèces liées indirectement par les possibilités de microhabitat que représente le bois mort et notamment le bois mort debout. Le Bois mort debout abrite plus de champignons lignicoles, mais présente aussi plus de déhiscence ou d'absence d'écorce, de fente, phénomènes dont l'apparition peut être mis en relation avec la décomposition de l'arbre. .

En revanche, nos résultats ne montrent quasiment pas d'effet de l'exploitation sur les microhabitats. La non-exploitation joue généralement un rôle indirect sur la présence de microhabitats, en favorisant les arbres morts et vétérans, et les arbres de gros diamètres, elle les favoriserait. Sur les données brutes, des différences existent entre les parcelles exploitées et non exploitées, mais une fois modélisé en tenant compte de tous les paramètres, l'impact de l'exploitation n'apparaît pas significatif en tant que tel. Si, sur les parcelles exploitées et non exploitées le même type d'arbres se retrouvait (autant de bois mort, d'arbres de gros diamètre...) alors le seul caractère exploité de la parcelle n'influencerait pas le nombre de microhabitats par arbres. Ce résultat ne corrobore pas les résultats de Winter et Möller (2007), où, dans les hêtraies de plaines allemandes une interaction entre diamètre, exploitation et nombre de microhabitats a été trouvée. En effet à diamètre équivalent, un arbre en forêt non gérée présente un plus grand nombre de microhabitats qu'un arbre en forêt gérée.

Le fait que l'on ne retrouve pas cette interaction dans notre étude peut provenir d'un manque de puissance statistique : l'exploitation ne peut être analysée que comme un facteur fixe alors qu'elle agirait en interaction avec les caractéristiques des arbres. Le faible nombre de Bois morts debout sur nos placettes d'études ou la faible représentation de certaines essences ont limité la possibilité d'étudier des interactions. Il n'est donc pas possible de tirer des conclusions sur l'effet de l'exploitation en elle-même sur les microhabitats.

Nos sites d'étude étant très différents, un fort effet massif n'est pas surprenant. Cet effet n'est donc pas lié à l'exploitation ou aux caractéristiques des arbres étudiés mais à d'autres facteurs. On peut penser que des différences d'historiques de gestion, d'effet du paysage, de mélange des peuplements, de perturbation du milieu ou encore d'autres effets non détectés peuvent être à l'origine de cet effet massif.

6. Conclusion et Perspectives.

L'effet observateur lors de la mesure des microhabitats est significatif. C'est donc un paramètre à prendre en compte dans le protocole SENP, ce qui doit permettre d'appliquer des dispositions le minimisant et d'en tenir compte dans les modèles utilisés pour l'analyse des résultats.

L'étude des microhabitats reste un facteur important pour la compréhension de la biodiversité forestière. Notre étude montre qu'il y a en effet des caractéristiques qui favorisent les microhabitats comme le bois mort sur pied, les gros et très gros arbres. Ces caractéristiques ont un effet significatif sur l'ensemble des massifs, sur les placettes exploitées et non exploitées. Ce sont donc des éléments à prendre en compte pour une gestion courante favorisant les microhabitats et donc potentiellement la biodiversité. Des recommandations simples de gestion peuvent être émises dans ce sens : préserver les arbres mort debout (chandelle), les arbres vétérans présentant de gros diamètre et permettre leur développement jusqu'à maturité. La prise en compte de l'importance des microhabitats se retrouve par exemple en Allemagne où les directives de sylviculture de l'état fédéral de Brandebourg prévoient l'exclusion définitive de cinq arbres vivants par hectare lors des coupes forestières (Winter, 2008), et ce afin de favoriser le développement de microhabitats.

Pour la poursuite de l'étude des microhabitats dans le projet GNB, il faut envisager de procéder à un autre test d'effet observateur en améliorant l'échantillonnage pour avoir des résultats plus complets au niveau des microhabitats et surtout du consensus. Et ainsi rendre le protocole de relevé de microhabitats moins dépendant de l'effet observateur.

Une amélioration des connaissances sur les liens existant entre la biodiversité et les microhabitats, et la création d'une synthèse exhaustive des liens connus serait aussi un projet à mettre en place pour appréhender totalement l'importance des microhabitats pour la biodiversité.

Références Bibliographique

- AKAIKE H., 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control* 19 (6): 716–723.
- ARCHAUX F, GOSSELIN F, BERGES L ET CHEVALIER R, 2006. Effect of sampling time, species richness and observer on the exhaustiveness of plant censuses. *Journal of Vegetation Science* 17:299-306
- BARTHOD C., 2001. Politique forestière et patrimoines naturels forestiers, *Revue Forestière Française*, ENGREF, Ecole nationale du génie rural, des eaux et des forêts, Nancy, France, Vol. 53 : 29-36
- BATES D., MAECHLER M., DAI B, 2008. *lme4: Linear Mixed-Effects Models Using Eigen and S4*. R Package Version 0.999375-27, <http://lme4.r-forge.r-project.org/>.
- BLAUSTEIN, A.R., BEATTY, J.J., OLSON, D.H., STORM, R.M., 1995. The biology of amphibians and reptiles in old-growth forests in the Pacific Northwest. USDA Forest Service General Technical Report PNW-GTR-337.
- BOBIEC A., GUTOWSKI J.M., LAUDENSLAYER W.F., PAWLACZYK P. AND ZUB K., 2005. The Afterlife of a Tree, WWF Poland, Warszawa-Hajnowka .
- BOONMAN M., 2000. Roost selection by noctules (*Nyctalus noctula*) and Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*), *Journal of Zoology* 251:385–389.
- BOURLIERE F., 1969. Les techniques d'échantillonnage utilisable pour l'étude des grands mammifères sauvages. *Revue d'Ecologie* 2 : 238-244
- BRANQUART E., VANDEKERKHOVE K., BOURLAND N., LECOMPTE H., 2005. Les arbres sur-âgés et le bois mort dans les forêts de Flandre, de Wallonie et du Grand Duché de Luxembourg. In *Bois mort et à Cavités, Une clé pour des forêts vivantes*, VALLAURI D., ANDRE J., DODELIN B., EYNARD-MACHET R., et RAMBAUD D. (coordinateur) , Lavoisier, Tec&Doc, Paris, 405 p.
- BRUCE, C., EDWARDS, D., MELLEN, K., MCMILLAN, A., OWENS, T., STURGIS, H., 1985. Occurrence and orientation of 414 wildlife species to western Oregon and Washington plant communities, stand conditions, and special or unique habitats, appendix 8. In: *Management of Wildlife and Fish Habitats in Forests of Western Oregon and Washington, Part 2: Appendices*. USDA Forest Service, Pacific Northwest Region. Published in cooperation with the US Department of the Interior Bureau of Land Management, Portland, OR, pp. 30–182.
- BRUCIAMACCHIE, M., 2005. Protocole de suivie d'espaces naturels protégés. ENGREF-Ministère de L'écologie et du Développement Durable, Nancy/Paris.
- BRUNELL FL., KREMSATER L.L. ET WIND E., 1999. Managing to sustain vertebrate richness in forest of the Pacific Northwest: relationships within stands, *Environmental Review* 7(3):97-146

- BULL, E.L., PARKS, C.G., TORGERSEN, T.R., 1997. Trees and logs important to wildlife in the Interior, Columbia River Basin. USDA Forest Service General Technical Report PNW-GTR-391:52.
- CARLSON A., SANDSTROM U. AND OLSSON K., 1998. Availability and use of natural tree holes by cavity nesting birds in a Swedish deciduous forest, *Ardea* 86:109–119.
- CRAWLEY M.J., 2008. *The R book*, Wiley editor, England, 877 p
- DELORME D., 1989. The observer effect : a cause of bias in the application of the kilometric index of abundance (KIA) to roe deer (*Capreolus capreolus*) census. *Gibier Faune Sauvage* 6: 309-314
- DUDLEY N., VALLAURI D., 2004. Deadwood, living forest. The importance of veteran trees and deadwood to biodiversity. WWF report, 16p
- GAREL M, CUGNASSE J-M., LOISON A., SANTOSA Y ET MAUBLAN M-L., 2005. Effect of observer on the mouflon population. *Acta theriologica* 50 :109-114
- GIBB H., BALL J. P., JOHANSSON T., ATLEGRIM O. , HJÄLTEN J., DANELL K., 2005. The effects of management on coarse woody debris volume and quality in boreal forests in northern Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research* 20 :213-222.
- GOSELIN, F. 2004a. Imiter la nature, hâter son œuvre ? Quelques réflexions sur les éléments et stades tronqués par la sylviculture. In *Biodiversité et gestion forestière. Connaître pour préserver*, GOSELIN M., et LAROUSSINIE O., Cemagref, GIP-ECOFOR, Antony (France). Pages 217-256
- GOSELIN, F. 2004b. Influence de la composition et de la richesse spécifique du peuplement arboré. In *Biodiversité et gestion forestière. Connaître pour préserver*, GOSELIN M., et LAROUSSINIE O., Cemagref, GIP-ECOFOR, Antony (France). Pages 127-148
- GOSELIN, M., VALADON, A., BERGES, L., DUMAS, Y., GOSELIN, F., BALTZINGER, C., ARCHAUX, F., 2006. Prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière : état des connaissances et recommandations, BIOFOR Rapport, ONF, CEMAGREF, 161p
- GRENET J., 2007. Indicateurs de Naturalité dans les Espaces Naturels Sensibles forestiers d'Isère. Rapport de Stage Master « Forêt, Agronomie, Génie de l'Environnement », Université de Nancy, p30
- GRINDAL S.D., 1999. Habitat use by bats, *Myotis* spp., in western Newfoundland, *Can. Field Nat* 113:258–263.
- HOTHORN T., BRETZ F., WESTFALL P., HEIBERGER R., SCHUETZENMEISTER A, 2009. Multcomp: Simultaneous Inference in General Parametric Models. R CRAN
- JACKSON J.A. AND JACKSON B.J.S., 2004. Ecological relationships between fungi and woodpecker cavity sites, *Condor* 106:37–49.
- JOHANSSON T., OLSSON J., HJALTEN J., JONSSON B.G. AND ERICSON L., 2006. Beetle attraction to sporocarps and wood infected with mycelia of decay fungi in old-growth spruce forests of northern Sweden, *Forest Ecology and Management* 237:335–341.

MARTIN K., AITKEN K.E.H. AND WIEBE K.L., 2004. Nest sites and nest webs for cavity-nesting communities in interior British Columbia, Canada: nest characteristics and niche partitioning, *Condor* 106:5–19.

MASER C., ANDERSON R.G., RALPH G., CROMACK JR. K., WILLIAMS J.T. AND MARTIN R.E., 1979. Dead and down woody material. In: *Wildlife Habitats in Managed Forests – The Blue Mountains of Oregon and Washington*, J.W. Thomas, Editor, USDA Forest Service, Agricultural Handbook, Washington, DC, pp. 78–95.

MCCLELLAND B.R., FRISSELL S.S., FISCHER W.C AND HALVORSON C.H., 1979. Habitat management for hole-nesting birds in forests of western larch and Douglas-fir, *Journal of Forestry* 77:480–483.

McCULLAGH, P., NELDER J.A., 1989. *Generalized Linear Models*. Chapman and Hall, London. 551p

MICHEL A.K. , WINTER S., 2009. Tree microhabitat structures as indicators of biodiversity in Douglas-fir forests of different stand ages and management histories in the Pacific Northwest, USA, *Forest ecology and management* 257(6): 1453-1464

MÖLLER G., 2005. Habitatstrukturen holzbewohnender Insekten und Pilze (Habitat structures of saproxylic beetles and fungi), *LÖBF-Mitteilungen* 3: 30–35.

NILSON I.N., et NILSON S.G., 1985. Experimental estimates of census efficiency and pseudoturnover on islands : error trend and between-observer variation when recording vascular plants. *Journal Ecology* 73: 65-70

NOBLE, W.O., MESLOW, C.E., POPE, M.D., 1990. Denning habits of black bears in the central Coast Range of Oregon. Report, Oregon State University, Corvallis, OR, 28 pp.

ONF, 2008. Forêt domaniale de Fontainebleau, Réserves biologiques intégrales : Rapport de présentation en vue de la création ou de l'extension des réserves biologiques intégrales et Plan de gestion. Direction territoriale Ile de France – Ministère de l'Écologie, du développement et de l'Aménagement durables, France.

ONF. Forêt domaniale d'Auberive, Réserves biologiques intégrales du Bois des Roncés: Rapport de présentation et Plan de gestion. Direction régionale de Champagne Ardenne, France.

PAILLET Y., BERGES L., HJÄLTEN J., ÓDOR P., AVON C., BERNHARDT-RÖMERMANN M., BIJLSMA R., DE BRUYN L., FUHR M., GRANDIN U., KANKA R., LUNDIN L., LUQUE S., MAGURA T., MATESANZ S., MESZAROS I., SEBASTIA M-T., SCHMIDT W., STANDOVAR T., TOTHMERESZ B., UOTILA A., VALLADARES F., VELLAK K., VIRTANEN R., sous presse. Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: meta-analysis of species richness in Europe. *Conservation Biology*.

PARKS, C.G., BULL, E.L., TORGERSEN, T.R., 1997. Field guide for the identification of snags and logs in the Interior Columbia River Basin. USDA Forest Service General Technical Report, PNW-GTR-390, 40 pp.

PSYLLAKIS J.M. AND BRIGHAM R.M., 2006. Characteristics of diurnal roosts used by female Myotis bats in sub-boreal forests, *Forest Ecology and Management* 223: 93–10

- R Development Core Team, 2005. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.
- SCHERZINGER W. ANDSCHUMACHER H., 2004. Effects of forest management on forest-dwelling birds—a review. *Vogelwelt* 125 :215–250.
- SCOTT WA., HALLAM CJ., 2002. Assessing species misidentification rates through quality assurance of vegetation monitoring. *Plant Ecology* 165 : 101-115
- SONDENAA A.C., 1991. The Wild Mammals of McDonald and Paul M. Dunn Forests, O.S.U. Research Forests, Corvallis, OR 39 pp.
- VALLAURI D., ANDRE J., DODELIN B., EYNARD-MACHET R., et RAMBAUD D. (coordinateurs), 2005. *Bois mort et à cavités : une clé pour des forêts vivantes*, Lavoisier, Tec&Doc, Paris, 405 p.
- VALLAURI D. (coord.), 2003. *Livre blanc sur la protection des forêts naturelles en France*, Lavoisier, Tec&Doc, Paris, 261 p.
- VALLAURI D., PONCET L., 2002. La protection des forêts en France : indicateurs 2002. Rapport scientifique WWF-France, Paris, 100p
- VALLAURI D., PONCET L., HANCOCK C., 2004. Mémento de la protection des forêts. WWF, Paris/Marseille, 40 p
- VENABLES W. N., RIPLEY B.D., 1997. *Modern Applied Statistics with S-PLUS*. Third Edition, Springer. 501 p
- VONHOF M.J. AND GWILLIAM J.C., 2007. Intra- and interspecific patterns of day roost selection by three species of forest-dwelling bats in Southern British Columbia, *Forest Ecology and Management* 252: 165–175
- WINTER S., MÖLLER GC., 2008. Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management* 255(3-4): 1251-1261

Annexes

Annexe 1 : Cartographie des massifs : 1.Auberive(1/50eme), 2.Fontainebleau(1/35eme), 3.Ventron(1/20eme).

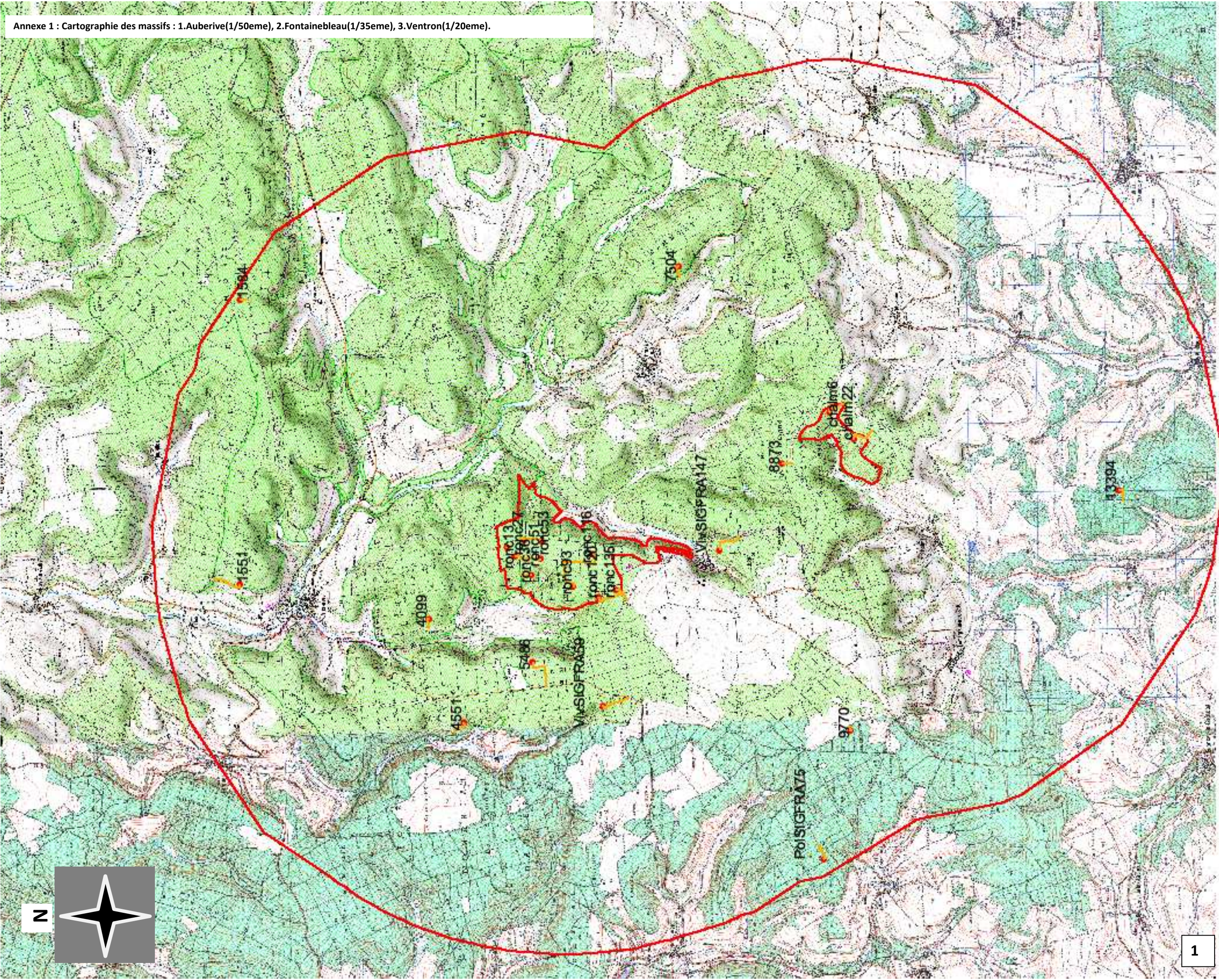
Annexe 2 : Fiche de relevé terrain, d'après le protocole SENP. 3 feuilles

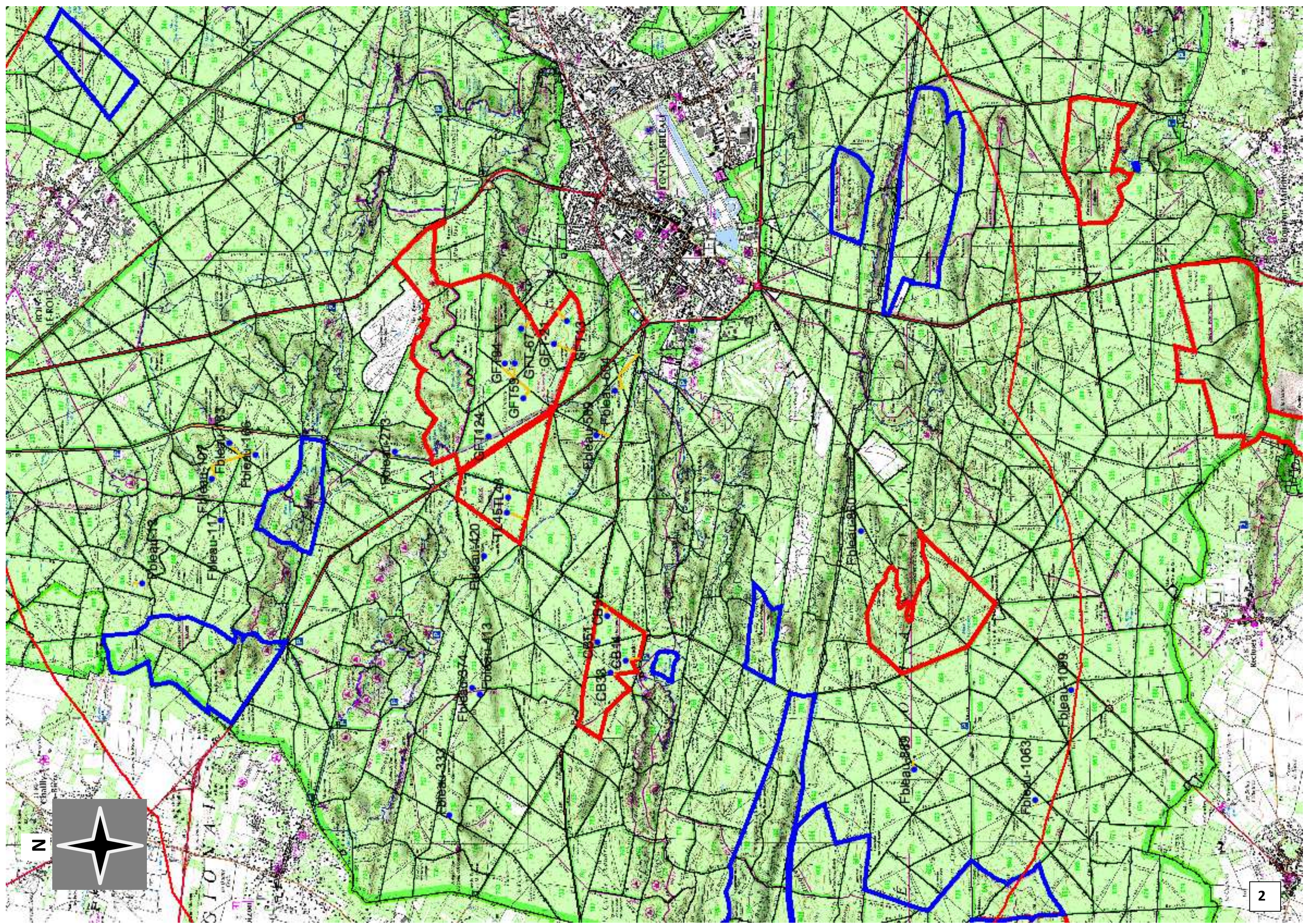
Annexe 3:Exemple de fiche de relevé effet observateur au Ventron. Sont figurés les codes des microhabitats, les numéro d'arbres et leur nature (BV=bois vivant, BM= bois mort), l'essence, l'azimut, et la distance au centre de la placette.

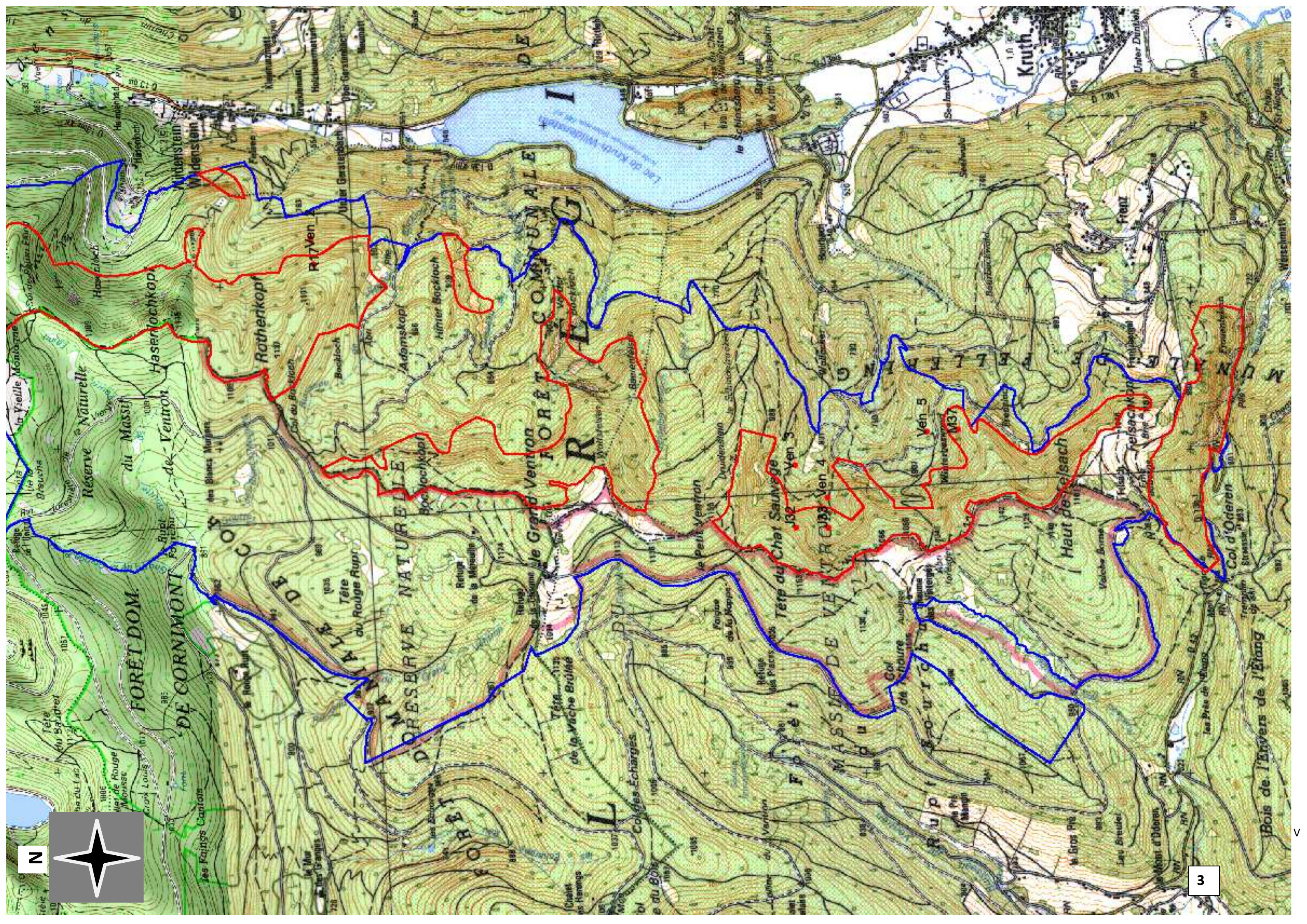
Annexe 4 : Résultats des tests pratiqués pour la mesure de l'effet observateur sur la richesse des microhabitats. Le Chisq test permet de mesurer l'effet observateur ($p=5\%$), les multicomparaisons permettent d'étudier les différences entre observateurs et leurs significativité.

Annexe 5 : Résultats des tests pratiqués pour la mesure des effets fixes : Massif, Gestion(Exploitation), Diamètre, Essence, Type de bois sur la richesse des microhabitats. Le Chisq test permet de mesurer l'effet fixe global ($p=5\%$), les multicomparaisons permettent d'étudier l'impact de chaque niveaux de ces effets fixes.

Annexe 6: Résultats des tests pratiqués pour la mesure des effets fixes : Massif, Gestion(Exploitation), Diamètre, Essence, Type de bois sur la richesse des microhabitats pour les six microhabitats analysés. Le Chisq test permet de mesurer l'effet fixe global ($p=5\%$), les multicomparaisons permettent d'étudier l'impact de chaque niveau de ces effets fixes.







FEUILLE DE SAISIE TERRAIN

Forêt		Système GPS		Heure d'arrivée		Pente (%)	
Placette		X		N° placette précédente		Exposition (gr)	
Equipe		Y		Heure début de mesure		Correction automatique de pente (O/N)	
Date		Précision (m)		Heure départ		Sinon rayons équivalents	10 m = 20 m =
Détails cheminement :				Repérage du centre de la placette :		Caractères stationnels / phytoécologiques :	
						Codes CORINE	
						<input type="checkbox"/> 41.1 Hêtraies <input type="checkbox"/> 41.2 Chênaies-charmaies <input type="checkbox"/> 41.4 Forêts de pente et de ravins <input type="checkbox"/> 41.5 Chênaies acidiphiles <input type="checkbox"/> 41.7 Chênaies thermophiles <input type="checkbox"/> 41.B Bois de bouleaux <input type="checkbox"/> 41.D Bois de trembles <input type="checkbox"/> 42.1 Sapinières <input type="checkbox"/> 42.2 Pessières <input type="checkbox"/> 42.3 Forêts de mélèzes et d'arolles <input type="checkbox"/> 42.4 Forêts de pins de montagne <input type="checkbox"/> 42.5 Forêts de pins sylvestres <input type="checkbox"/> 42.8 Forêts de pins méditerranéens	<input type="checkbox"/> 44.1 Formations riveraines de saules <input type="checkbox"/> 44.2 Galeries d'aulnes blancs <input type="checkbox"/> 44.3 Forêts de frênes et d'aulnes des rivières médio-européennes <input type="checkbox"/> 44.4 Forêts mixtes (chênes, ormes, frênes) des grands fleuves <input type="checkbox"/> 44.9 Bois marécageux d'aulne, saule et myrte des marais <input type="checkbox"/> 44.A Forêts marécageuses de bouleaux et conifères <input type="checkbox"/> 45.3 Forêts de chênes verts <input type="checkbox"/> Autre (préciser) :
						Ornières	
Déchets		Strate herbacée (%)					
Pollution		Strate arbustive (%)					

MEMO

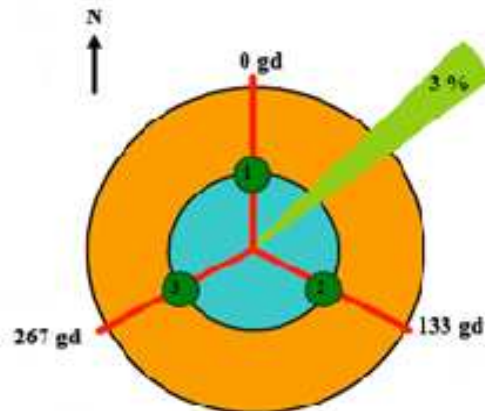
Angle	Pente	Correction		Correction relative	
		Hauteur	Distance	Hauteur	Distance
0,0	0%	1,00	1,00	0%	0%
2,9	5%	1,00	1,00	0%	0%
5,7	10%	1,00	1,00	0%	0%
8,5	15%	1,00	0,99	0%	1%
11,3	20%	1,00	0,98	0%	2%
14,0	25%	1,00	0,97	0%	3%
16,7	30%	1,00	0,96	0%	4%
19,3	35%	0,99	0,94	1%	6%
21,8	40%	0,99	0,93	1%	7%
24,2	45%	0,98	0,91	2%	9%
26,6	50%	0,98	0,89	2%	11%
28,8	55%	0,97	0,88	3%	12%
31,0	60%	0,96	0,86	4%	14%
33,0	65%	0,95	0,84	5%	16%
35,0	70%	0,93	0,82	7%	18%
36,9	75%	0,92	0,80	8%	20%
38,7	80%	0,90	0,78	10%	22%
40,4	85%	0,88	0,76	12%	24%
42,0	90%	0,86	0,74	14%	26%
43,5	95%	0,84	0,72	16%	28%
45,0	100%	0,82	0,71	18%	29%
46,4	105%	0,79	0,69	21%	31%
47,7	110%	0,77	0,67	23%	33%
49,0	115%	0,74	0,66	26%	34%
50,2	120%	0,72	0,64	28%	36%
51,3	125%	0,69	0,62	31%	38%
52,4	130%	0,67	0,61	33%	39%
53,5	135%	0,64	0,60	36%	40%
54,5	140%	0,62	0,58	38%	42%
55,4	145%	0,59	0,57	41%	43%
56,3	150%	0,57	0,55	43%	45%

Pente	10	20
0%	10,00	20,00
5%	10,01	20,01
10%	10,02	20,05
15%	10,06	20,11
20%	10,10	20,20
25%	10,15	20,31
30%	10,22	20,44
35%	10,29	20,59
40%	10,38	20,76
45%	10,47	20,94
50%	10,57	21,15
55%	10,68	21,37
60%	10,80	21,60
65%	10,92	21,84
70%	11,05	22,10
75%	11,18	22,36
80%	11,32	22,63
85%	11,46	22,91
90%	11,60	23,20
95%	11,74	23,49
100%	11,89	23,78
105%	12,04	24,08
110%	12,19	24,39
115%	12,34	24,69
120%	12,50	25,00
125%	12,65	25,30
130%	12,81	25,61
135%	12,96	25,92
140%	13,12	26,23
145%	13,27	26,54
150%	13,43	26,85

essences potentiellement forestières			
Espèces indéterminée	IND	Peuplier	PEU
Feuille divers	F.D	Tremble	TRE
Alisier	ALI	Platane	PLA
Alisier blanc	ALB	Robinier faux-acacia	ROB
Alisier torminal	ALT	Saule	SAU
Aulne	AUL	Saule blanc	SAB
Aulne blanc	AUB	Saule Marsault	SAM
Aulne glutineux	AUG	Sorbier des oiseleurs	SOR
Aulne vert	AUV	Tilleul	TIL
Bouleau	BOU	Tilleul à gdes feuilles	TIG
Bouleau blanc	BOP	Tilleul à petites feuilles	TIP
Bouleau verruqueux	BOV		
Cerisier	CER	Résineux divers	R.D
Charme	CHA	Cèdre	CED
Châtaignier	CHT	Cyprés	CYP
Chêne	CHE	Douglas	DOU
Chêne pédonculé	CHP	Épicéa	EPI
Chêne pubescent	CHY	Épicéa commun	EPC
Chêne rouge d'Amérique	CHR	Épicéa de Sitka	EPS
Chêne sessile	CHS	Genévrier	GEN
Chêne sessile et pédonculé	CHX	If commun	IFS
Chêne tauzin	CHZ	Mélèze d'Europe	MEE
Chêne vert	CHV	Mélèze du Japon	MEJ
Chêne-liège	CHL	Mélèze hybride	MEL
Cornier	COR	Pin	PIN
Érable à feuilles d'obier	ERO	Pin à crochets	P.X.
Érable champêtre	ERC	Pin brutia	P.B.
Érable plane	ERP	Pin cembro	P.C.
Érable sycomore	ERS	Pin d'Alep	P.A.
Frêne	FRE	Pin de Salzmann	P.Z.
Frêne à fleurs	FRF	Pin laricio de Calabre	PCA
Frêne commun	FRC	Pin laricio de Corse	PCO
Frêne oxyphylle	FRO	Pin maritime	P.M.
Hêtre	HET	Pin noir d'Autriche	P.O.
Marronnier	MAR	Pin pignon (parasol)	P.P.
Mensier	MER	Pin sylvestre	P.S.
Noisetier ou Coudrier	NOI	Pin Weymouth	P.W.
Noyer	NOY	Sapin	SAP
Orme	ORM	Sapin de Céphalonie	S.C.
Orme champêtre	ORC	Sapin de Nordmann	S.N.
Orme de montagne	ORT	Sapin de Vancouver	S.V.
Orme lisse / diffus	ORD	Sapin pectiné	S.P.

Notations :

- Colonnes grisées optionnelles
- Azimuts (Az) en grades
- Distance (Dis) en mètres
- Pente (P) en %
- Hauteur (Ht) en mètres
- Longueur (L) en mètres
- Abroustissement (Ab) : O/N
- Recouvrement des semis en %
- Chablis (Chab) : O/N
- Taillis (T) : O/N
- Stades notés X-X
- Angle (transect) en degrés



N° de la placette :

Date :

Arbres vivants et morts sur pied

Fiche ... / ...

Arbres vivants D > 30 cm (placette à angle fixe 3%) et D < 30 cm (R = 10 m)

N°	Ess	T	Az	Dis	P	D1	D2	Codeco : Microhabitats	Observations
1									
2									
3									
4									
5									
6									
7									
8									
9									
10									
11									
12									
13									
14									
15									
16									
17									
18									
19									
20									
21									
22									
23									
24									
25									
26									
27									
28									
29									
30									
31									
32									
33									
34									
35									
36									

Arbres vivants: D > 30 cm (placette à angle fixe 3%) et D < 30 cm (R = 10 m)

N°	Ess	T	Az	Dis	P	D1	D2	Codeco : Microhabitats	Observations
37									
38									
39									
40									
41									
42									
43									
44									
45									
46									
47									
48									
49									
50									

Mesurer D2 uniquement pour les arbres vivants > 30 cm

Arbres morts sur pied D > 30 cm (R = 20 m) et D < 30 cm (R = 10 m)

N°	Ess	Az	Dis	P	D	Ht (m)	Microhabitats	Type	Stade	Observations
1										
2										
3										
4										
5										
6										
7										
8										
9										
10										
11										
12										
13										
14										
15										
16										
17										
18										

Type: arbre (A), Volis, chandelles (V), souche (S)

Annexe 4 : Résultats des tests pratiqués pour la mesure de l'effet observateur sur la richesse des microhabitats. Le Chisq test permet de mesurer l'effet observateur (p=5%), les multicomparaisons permettent d'étudier les différences entre observateurs et leurs significativité.

Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses

FONTAINEBLEAU

Chisq

Model: glmer(formula = nbre.microhabs ~ obs - 1 + (1 | placettes/plot.arbres), data = nbre.font, family = quasipoisson)

	Df	AIC	BIC	logLik	Chisq	Chi Df	Pr(>Chisq)
mod.nbre.font	14	2244.7	2328.6	-1108.4	433.61	10	< 2.2e-16 ***

Multicomparaison

Multiple Comparisons of Means:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
Obs 2 - Obs 1 == 0	0.15025	0.054695	2.747	0.1765	
Obs 3 - Obs 1 == 0	0.117514	0.045909	2.56	0.2659	
Obs 4 - Obs 1 == 0	-0.275176	0.051263	-5.368	<0.01	***
Obs 5 - Obs 1 == 0	-0.352625	0.051967	-6.786	<0.01	***
Obs 6 - Obs 1 == 0	-0.273582	0.050794	-5.386	<0.01	***
Obs 7 - Obs 1 == 0	-0.544517	0.055101	-9.882	<0.01	***
Obs 8 - Obs 1 == 0	-0.145086	0.049089	-2.956	0.1041	
Obs 9 - Obs 1 == 0	0.051394	0.046621	1.102	0.9907	
Obs 10 - Obs 1 == 0	-0.348306	0.051901	-6.711	<0.01	***
Obs 11 - Obs 1 == 0	-0.502105	0.055186	-9.098	<0.01	***
Obs 3 - Obs 2 == 0	-0.032736	0.053566	-0.611	0.9999	
Obs 4 - Obs 2 == 0	-0.425426	0.058274	-7.3	<0.01	***
Obs 5 - Obs 2 == 0	-0.502875	0.058845	-8.546	<0.01	***
Obs 6 - Obs 2 == 0	-0.423832	0.057812	-7.331	<0.01	***
Obs 7 - Obs 2 == 0	-0.694767	0.06163	-11.273	<0.01	***
Obs 8 - Obs 2 == 0	-0.295336	0.056329	-5.243	<0.01	***
Obs 9 - Obs 2 == 0	-0.098856	0.054182	-1.825	0.763	
Obs 10 - Obs 2 == 0	-0.498556	0.058787	-8.481	<0.01	***
Obs 11 - Obs 2 == 0	-0.652355	0.0616	-10.59	<0.01	***
Obs 4 - Obs 3 == 0	-0.39269	0.050058	-7.845	<0.01	***
Obs 5 - Obs 3 == 0	-0.470139	0.050783	-9.258	<0.01	***
Obs 6 - Obs 3 == 0	-0.391096	0.049583	-7.888	<0.01	***
Obs 7 - Obs 3 == 0	-0.662031	0.053986	-12.263	<0.01	***
Obs 8 - Obs 3 == 0	-0.262601	0.047834	-5.49	<0.01	***

Obs 9 - Obs 3 == 0	-0.066121	0.045297	-1.46	0.9317	
Obs 10 - Obs 3 == 0	-0.46582	0.050716	-9.185	<0.01	***
Obs 11 - Obs 3 == 0	-0.619619	0.054073	-11.459	<0.01	***
Obs 5 - Obs 4 == 0	-0.077448	0.05567	-1.391	0.95	
Obs 6 - Obs 4 == 0	0.001594	0.054577	0.029	1	
Obs 7 - Obs 4 == 0	-0.269341	0.058606	-4.596	<0.01	***
Obs 8 - Obs 4 == 0	0.13009	0.052993	2.455	0.3287	
Obs 9 - Obs 4 == 0	0.32657	0.050715	6.439	<0.01	***
Obs 10 - Obs 4 == 0	-0.07313	0.055609	-1.315	0.9659	
Obs 11 - Obs 4 == 0	-0.226929	0.058689	-3.867	<0.01	**
Obs 6 - Obs 5 == 0	0.079042	0.055239	1.431	0.94	
Obs 7 - Obs 5 == 0	-0.191892	0.059223	-3.24	0.0462	*
Obs 8 - Obs 5 == 0	0.207538	0.053675	3.867	<0.01	**
Obs 9 - Obs 5 == 0	0.404018	0.051427	7.856	<0.01	***
Obs 10 - Obs 5 == 0	0.004318	0.056259	0.077	1	
Obs 11 - Obs 5 == 0	-0.14948	0.059302	-2.521	0.2898	
Obs 7 - Obs 6 == 0	-0.270935	0.058196	-4.656	<0.01	***
Obs 8 - Obs 6 == 0	0.128496	0.05254	2.446	0.3333	
Obs 9 - Obs 6 == 0	0.324976	0.050242	6.468	<0.01	***
Obs 10 - Obs 6 == 0	-0.074724	0.055177	-1.354	0.9582	
Obs 11 - Obs 6 == 0	-0.228523	0.058277	-3.921	<0.01	**
Obs 8 - Obs 7 == 0	0.39943	0.056714	7.043	<0.01	***
Obs 9 - Obs 7 == 0	0.59591	0.054592	10.916	<0.01	***
Obs 10 - Obs 7 == 0	0.196211	0.059165	3.316	0.0363	*
Obs 11 - Obs 7 == 0	0.042412	0.062066	0.683	0.9998	
Obs 9 - Obs 8 == 0	0.19648	0.048517	4.05	<0.01	**
Obs 10 - Obs 8 == 0	-0.20322	0.053611	-3.791	<0.01	**
Obs 11 - Obs 8 == 0	-0.357018	0.056797	-6.286	<0.01	***
Obs 10 - Obs 9 == 0	-0.3997	0.051361	-7.782	<0.01	***
Obs 11 - Obs 9 == 0	-0.553498	0.054677	-10.123	<0.01	***
Obs 11 - Obs 10 == 0	-0.153799	0.059244	-2.596	0.2471	

(Adjusted p values reported -- single-step method)

AUBERIVE

Chisq

Model: glmer(formula = nbre.microhabs ~ obs - 1 + (1 | placettes/plot.arbres), data = nbre.aub, family = quasipoisson)

	<i>Df</i>	<i>AIC</i>	<i>BIC</i>	<i>logLik</i>	<i>Chisq</i>	<i>Chi Df</i>	<i>Pr(>Chisq)</i>
<i>mod.nbre.aub</i>	12	524.63	584.28	-250.32	30.63	8	0.0001635 ***

Multicomparaison

Linear Hypotheses:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
Obs 13 - Obs 12 == 0	-0.08361	0.091308	-0.916	0.992	
Obs 14 - Obs 12 == 0	-0.201026	0.077704	-2.587	0.1902	
Obs 15 - Obs 12 == 0	0.058932	0.072647	0.811	0.9965	
Obs 23 - Obs 12 == 0	0.11173	0.071735	1.558	0.8256	
Obs 16 - Obs 12 == 0	-0.052471	0.074695	-0.702	0.9987	
Obs 17 - Obs 12 == 0	-0.0032	0.073768	-0.043	1	
Obs 24 - Obs 12 == 0	0.183386	0.070554	2.599	0.1835	
Obs 11 - Obs 12 == 0	0.067884	0.07249	0.936	0.9907	
Obs 14 - Obs 13 == 0	-0.117416	0.094563	-1.242	0.9464	
Obs 15 - Obs 13 == 0	0.142542	0.090453	1.576	0.8157	
Obs 23 - Obs 13 == 0	0.19534	0.089722	2.177	0.4169	
Obs 16 - Obs 13 == 0	0.031139	0.092106	0.338	1	
Obs 17 - Obs 13 == 0	0.08041	0.091356	0.88	0.9939	
Obs 24 - Obs 13 == 0	0.266996	0.088781	3.007	0.0646	.
Obs 11 - Obs 13 == 0	0.151494	0.090327	1.677	0.7577	
Obs 15 - Obs 14 == 0	0.259957	0.076697	3.389	0.0197	*
Obs 23 - Obs 14 == 0	0.312756	0.075833	4.124	<0.01	**
Obs 16 - Obs 14 == 0	0.148555	0.07864	1.889	0.6179	
Obs 17 - Obs 14 == 0	0.197826	0.07776	2.544	0.2083	
Obs 24 - Obs 14 == 0	0.384412	0.074718	5.145	<0.01	***
Obs 11 - Obs 14 == 0	0.26891	0.076548	3.513	0.0128	*
Obs 23 - Obs 15 == 0	0.052798	0.070643	0.747	0.998	
Obs 16 - Obs 15 == 0	-0.111403	0.073647	-1.513	0.8479	
Obs 17 - Obs 15 == 0	-0.062132	0.072707	-0.855	0.995	
Obs 24 - Obs 15 == 0	0.124454	0.069444	1.792	0.6841	
Obs 11 - Obs 15 == 0	0.008952	0.071409	0.125	1	
Obs 16 - Obs 23 == 0	-0.164201	0.072748	-2.257	0.3653	
Obs 17 - Obs 23 == 0	-0.11493	0.071795	-1.601	0.8023	
Obs 24 - Obs 23 == 0	0.071656	0.068489	1.046	0.9809	
Obs 11 - Obs 23 == 0	-0.043846	0.070481	-0.622	0.9995	
Obs 17 - Obs 16 == 0	0.049271	0.074754	0.659	0.9992	
Obs 24 - Obs 16 == 0	0.235857	0.071584	3.295	0.0266	*
Obs 11 - Obs 16 == 0	0.120355	0.073492	1.638	0.7812	
Obs 24 - Obs 17 == 0	0.186586	0.070616	2.642	0.1673	
Obs 11 - Obs 17 == 0	0.071084	0.07255	0.98	0.9875	
Obs 11 - Obs 24 == 0	-0.115502	0.069279	-1.667	0.7637	

(Adjusted p values reported -- single-step method)

CHARTREUSE

Chisq

Model: glmer(formula = nbre.microhabs ~ obs - 1 + (1 | placettes/plot.arbres), data = nbre.cha, family = quasipoisson)

	<i>Df</i>	<i>AIC</i>	<i>BIC</i>	<i>logLik</i>	<i>Chisq</i>	<i>Chi Df</i>	<i>Pr(>Chisq)</i>
<i>mod.nbre.cha</i>	6	299.67	322.85	-143.83	0	2	1

Multicomparaison

Linear Hypotheses:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
Obs 19 - Obs 18 == 0	-0.09669	0.10929	-0.885	0.65	
Obs 11 - Obs 18 == 0	0.12958	0.1033	1.254	0.421	
Obs 11 - Obs 19 == 0	0.22627	0.10629	2.129	0.084	.

(Adjusted p values reported -- single-step method)

VENTRON

Chisq

Model: glmer(formula = nbre.microhabs ~ obs - 1 + (1 | placettes/plot.arbres), data = nbre.ven, family = quasipoisson)

	<i>Df</i>	<i>AIC</i>	<i>BIC</i>	<i>logLik</i>	<i>Chisq</i>	<i>Chi Df</i>	<i>Pr(>Chisq)</i>
<i>mod.nbre.ven</i>	7	238.17	263.1	-112.09	2.7262	3	0.4358

Multicomparaison

Linear Hypotheses:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
Obs 20 - Obs 12 == 0	0.16936	0.10795	1.569	0.396	
Obs 21 - Obs 12 == 0	-0.01811	0.11293	-0.16	0.999	
Obs 11 - Obs 12 == 0	0.12569	0.10905	1.153	0.657	
Obs 21 - Obs 20 == 0	-0.18747	0.10844	-1.729	0.308	
Obs 11 - Obs 20 == 0	-0.04367	0.10439	-0.418	0.975	

Obs 11 - Obs 21 == 0	0.1438	0.10953	1.313	0.554	
----------------------	--------	---------	-------	-------	--

VERCORS

Chisq

Models: glmer(formula = nbre.microhabs ~ obs - 1 + (1 | placettes/plot.arbres), data = nbre.ver, family = quasipoisson)

	<i>Df</i>	<i>AIC</i>	<i>BIC</i>	<i>logLik</i>	<i>Chisq</i>	<i>Chi Df</i>	<i>Pr(>Chisq)</i>
<i>mod.nbre.ver</i>	5	380.77	399.97	-185.38	4.8917	1	0.02699 *

Multicomparaison

Linear Hypotheses:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
Obs 11 - Obs 22 == 0	-0.17184	0.08563	-2.007	0.0448	*

(Adjusted p values reported -- single-step method)

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

Annexe 5 : Résultats des tests pratiqués pour la mesure des effets fixes : Massif, Gestion(Exploitation), Diamètre, Essence, Type de bois sur la richesse des microhabitats. Le Chisq test permet de mesurer l'effet fixe global (p=5%), les multicomparaisons permettent d'étudier l'impact de chaque niveaux de ces effets fixes.

Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses

Massif

Adjusted

Gosselin, F., M. Gosselin, et al. (2004). Analyser les variations de biodiversité : outils et méthodes. Biodiversité et gestion forestière : connaître pour préserver. Synthèse bibliographique. Antony, Cemagref Editions: 57-99.

Gosselin, M., A. Valadez, et al. (2006). Prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière : état des connaissances et recommandations: 161

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
Chartreuse - AUB == 0	-0.16152	0.14237	-1.134	0.7732
FONTAINEBLEAU - AUB == 0	-0.52294	0.07045	-7.423	<0.001
FONTAINEBLEAU - Chartreuse	-0.36142	0.14472	-2.497	0.0633
VEN - AUB == 0	0.37511	0.13619	-2.754	0.0426
VEN - Chartreuse == 0	-0.2136	0.13303	-1.606	0.4721
VEN - FONTAINEBLEAU == 0	0.14782	0.13841	1.068	0.8098
VERCORS - AUB == 0	-0.94526	0.09168	-10.31	<0.001
VERCORS - Chartreuse == 0	-0.78374	0.1228	-6.382	<0.001
VERCORS - FONTAINEBLEAU	-0.42232	0.08658	-4.878	<0.001
VERCORS - VEN == 0	-0.57015	0.12407	-4.595	<0.001

(Adjusted p values reported -- single-step method)

CHI SQ

Global Test:

	Chisq	DF	Pr(>Chisq)
1	240.1	4	9.03E-51

Gestion

Linear Hypotheses:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
G - NG == 0	0.009892	0.032549	0.304	0.761

(Adjusted p values reported -- single-step method)

Diamètre

Linear Hypotheses:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
GB - BM == 0	0.17046	0.04269	3.993	0.000187
TGB - BM == 0	0.22907	0.05868	3.904	0.000246
TGB - GB == 0	0.0586	0.06107	0.96	0.597865

(Adjusted p values reported -- single-step method)

Chi SQ

Global Test:

	Chisq	DF	Pr(>Chisq)
1	23.87	2	6.57E-06

Essence

Linear Hypotheses:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
CHE - HET == 0	0.10823	0.04677	2.314	0.08678
RES - HET == 0	-0.38928	0.10856	-3.586	0.00172
RES - CHE == 0	-0.49751	0.11378	-4.372	< 0.001
A.E - HET == 0	-0.20785	0.08104	-2.565	0.04569
A.E - CHE == 0	-0.31609	0.08469	-3.732	< 0.001
A.E - RES == 0	0.18142	0.11344	1.599	0.35994

(Adjusted p values reported -- single-step method)

Global Test:

	Chisq	DF	Pr(>Chisq)
1	24.36	3	2.10E-05

Type

Linear Hypotheses:

	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)
BV - BM == 0	-0.29474	0.04777	-6.17	6.83E-10

(Adjusted p values reported -- single-step method)

Annexe 6: Résultats des tests pratiqués pour la mesure des effets fixes : Massif, Gestion(Exploitation), Diamètre, Essence, Type de bois sur la richesse des microhabitats pour les six microhabitats analysés. Le Chisq test permet de mesurer l'effet fixe global (p=5%), les multicomparaisons permettent d'étudier l'impact de chaque niveau de ces effets fixes.

531						632					
Massif						Massif					
Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses						Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses					
Adjusted Test						Adjusted Test					
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)			Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
Chartreuse -	-0.16152	0.14237	-1.134	0.7732		Chartreuse -	-0.16152	0.14237	-1.134	0.7732	
FONTAINEBL	-0.52294	0.07045	-7.423	<0.001	***	FONTAINEBL	-0.52294	0.07045	-7.423	<0.001	
FONTAINEBL	-0.36142	0.14472	-2.497	0.0833	.	FONTAINEBL	-0.36142	0.14472	-2.497	0.0833	
VEN - AUB ==	-0.37511	0.13619	-2.754	0.0426	*	VEN - AUB ==	-0.37511	0.13619	-2.754	0.0426	
VEN - Chartr	-0.2136	0.13303	-1.606	0.4721		VEN - Chartr	-0.2136	0.13303	-1.606	0.4721	
VEN - FONTA	0.14782	0.13841	1.068	0.8098		VEN - FONTA	0.14782	0.13841	1.068	0.8098	
VERCORS - A	-0.94526	0.09168	-10.31	<0.001	***	VERCORS - A	-0.94526	0.09168	-10.31	<0.001	
VERCORS - C	-0.78374	0.1228	-6.382	<0.001	***	VERCORS - C	-0.78374	0.1228	-6.382	<0.001	
VERCORS - F	-0.42232	0.08658	-4.878	<0.001	***	VERCORS - F	-0.42232	0.08658	-4.878	<0.001	
VERCORS - V	-0.57015	0.12407	-4.595	<0.001	***	VERCORS - V	-0.57015	0.12407	-4.595	<0.001	
Chisq Test						Chisq Test					
Global Test:						General Linear Hypotheses					
	Chisq	DF	Pr(>Chisq)				Chisq	DF	Pr(>Chisq)		
	1	45.91	4	2.57E-09			1	106.8	4	3.55E-22	
Gestion						Gestion					
Chisq Test						Adjusted Test					
Global Test:						Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses					
	Chisq	DF	Pr(>Chisq)				Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)	
	1	1.748	1	0.1861			G - NG == 0	-0.1626	0.2204	-0.738	0.461
Diamètre							> multcomp.fixe.gestionC				
Adjusted Test						General Linear Hypotheses					
Linear Hypotheses:						Global Test:					
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)			Chisq	DF	Pr(>Chisq)		
GB - BM == 0	0.03187	0.13433	0.237	0.969			1	0.5443	1	0.4607	
TGB - BM == 0	-0.09401	0.19187	-0.49	0.874		Diamètre					
TGB - GB == 0	-0.12588	0.19768	-0.637	0.797		Adjusted Test					
Chisq Test						Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses					
Global Test:						Linear Hypotheses:					
	Chisq	DF	Pr(>Chisq)				GB - BM == 0	0.6068	0.2823	2.149	0.0799
	1	0.4055	2	0.8165			TGB - BM == 0	0.7615	0.3236	2.353	0.0486
Essence							TGB - GB == 0 0.1547 0.3038 0.509 0.8665				
Adjusted Test						Chisq Test					
Linear Hypotheses:						General Linear Hypotheses					
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)			Chisq	DF	Pr(>Chisq)		
CHE - HET ==	1.0782	0.1602	6.73	<0.001	***		1	6.78	2	0.03371	
RES - HET ==	0.1771	0.3629	0.488	0.9587		Essence					
RES - CHE ==	-0.901	0.3818	-2.36	0.0771	.						
A.E - HET ==	-0.2738	0.2996	-0.914	0.7846							
A.E - CHE ==	-1.3519	0.305	-4.432	<0.001	***						

611										641									
Massif										Massif									
Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses										Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses									
Adjusted Test										Adjusted Test									
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)						Linear Hypotheses:									
Chartreuse -	-0.16152	0.14237	-1.134	0.7732						Estimate Std. Error z value Pr(> z)									
FONTAINEBL	-0.52294	0.07045	-7.423	<0.001	***					Chartreuse - AUB == 0	-0.16152	0.14237	-1.134	0.7732					
FONTAINEBL	-0.36142	0.14472	-2.497	0.0833	.					FONTAINEBLEAU - AUB == 0	-0.52294	0.07045	-7.423	<0.001	*				
VEN - AUB ==	-0.37511	0.13619	-2.754	0.0426	*					FONTAINEBLEAU - Chartreuse == 0	-0.36142	0.14472	-2.497	0.0833	.				
VEN - Chartr	-0.2136	0.13303	-1.606	0.4721						VEN - AUB == 0	-0.37511	0.13619	-2.754	0.0426	*				
VEN - FONTA	0.14782	0.13841	1.068	0.8098						VEN - Chartreuse == 0	-0.21360	0.13303	-1.606	0.4721					
VERCORS - A	-0.94526	0.09168	-10.31	<0.001	***					VEN - FONTAINEBLEAU == 0	0.14782	0.13841	1.068	0.8098					
VERCORS - C	-0.78374	0.1228	-6.382	<0.001	***					VERCORS - AUB == 0	-0.94526	0.09168	-10.310	<0.001	***				
VERCORS - F	-0.42232	0.08658	-4.878	<0.001	***					VERCORS - Chartreuse == 0	-0.78374	0.12280	-6.382	<0.001	**				
VERCORS - V	-0.57015	0.12407	-4.595	<0.001	***					VERCORS - FONTAINEBLEAU == 0	-0.42232	0.08658	-4.878	<0.001	**				
Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1										VERCORS - VEN == 0 -0.57015 0.12407 -4.595 <0.001 ***									
Chisq Test										Chisq Test									
Global Test:										Linear Hypotheses:									
	Chisq	DF	Pr(>Chisq)							Global Test:									
1	72.29	4	7.45E-15							Chisq	DF	Pr(>Chisq)							
Gestion										1	48.66	4	6.87E-10						
Adjusted Test										Adjusted Test									
Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses										Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses									
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)						Linear Hypotheses:									
G - NG == 0	0.4608	0.2549	1.808	0.0706	.					Estimate Std. Error z value Pr(> z)									
Chisq Test										Chisq Test									
Global Test:										Global Test:									
	Chisq	DF	Pr(>Chisq)							Chisq	DF	Pr(>Chisq)							
1	3.269	1	0.07059							1	5.721	1	0.01676						
Diamètre										Diamètre									
Adjusted Test										Adjusted Test									
Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses										Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses									
	Estimate	Std. Error	z value	Pr(> z)						Linear Hypotheses:									
GB - BM == 0	-0.4668	0.5307	-0.88	0.6492						Estimate Std. Error z value Pr(> z)									
TGB - BM == 0	0.7653	0.4009	1.909	0.1333						GB - BM == 0	0.03892	0.18686	0.208	0.9760					
TGB - GB == 0	1.2321	0.5658	2.178	0.0735	.					TGB - BM == 0	0.62227	0.25660	2.425	0.0394	*				
Chisq Test										Chisq Test									
Global Test:										Global Test:									
	Chisq	DF	Pr(>Chisq)							Chisq	DF	Pr(>Chisq)							
1	5.867	2	0.0532							1	6.191	2	0.04525						
Essence										Essence									
Adjusted Test										Adjusted Test									
Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses										Simultaneous Tests for General Linear Hypotheses									

Résumé

La biodiversité forestière est un enjeu fort des politiques de gestion des forêts européennes et françaises. La connaissance de cette biodiversité et des facteurs pouvant la favoriser est indispensable à la mise en place d'une gestion durable. Partant de ce principe, le projet Gestion Naturalité Biodiversité compare la biodiversité des forêts exploitées et non exploitées et cherche les facteurs qui expliquent le mieux les différences de biodiversité entre ces types de forêts. Les microhabitats présents sur les arbres ont une place de choix comme facteur pouvant influencer la biodiversité, leur mesure s'intègre dans un protocole de relevé appelé Suivi des espaces naturels et protégés. (1) La création d'une clé de détermination de microhabitats pertinents et (2) la mesure de l'effet observateur sur ce protocole sont des préalables à (3) l'étude rigoureuse des relations présumées entre la richesse des microhabitats, les caractéristiques des arbres (essence, diamètre, bois mort ou vivant) et l'exploitation des parcelles sur lesquelles ils se trouvent.

Les Résultats ont montré l'existence d'un effet observateur qu'il faut donc prendre en compte. Ils montrent également l'impact significatif des caractéristiques individuelles des arbres. Les arbres morts, de gros diamètre ou encore les essences de feuillus ont une influence significativement positive sur la présence de microhabitats. Cet effet prévaut sur l'influence de l'exploitation.

Il est donc envisageable de préserver, dans les forêts exploitées, une part des arbres présentant des caractéristiques favorisant les microhabitats, Et ainsi de préserver une part potentiellement plus importante de biodiversité, tout en assurant la fonction économique que représente la production de bois.

Mot clés : Biodiversité forestière, Microhabitats, Caractéristiques dendrométriques, Gestion forestière, Effet observateur.

Abstract

Forest biodiversity is a major concern for European and French forest management policies. Biodiversity knowledge and key factors which favor it are essential to setup a sustainable management. Taking this into account, "GNB" project compares the biodiversity of managed and unmanaged forests. The aim is to identify key factors which better explain the differences between both types of forests. Microhabitats in trees are an important factor that can favor biodiversity, their analysis are integrated in a sampling protocol known as "protected and natural areas monitoring". (1) Creation of a determination key for appropriate microhabitats, (2) and the observer effect in this censuses, are an early requirement to (3) the rigorous study of relations between microhabitats richness, trees characteristics (tree's specie, diameter, vitality: dead or alive), and management of the plots.

Our results showed the existence of an observer effect that has to be taken in account. We also showed a significant impact of individual trees characteristics. Snags, trees with large diameter, or deciduous species have a significant and positive influence on microhabitats abundance. This effect prevailed on the influence of forest management.

To conclude, it is conceivable to preserve, in managed forests, a reasonable number of trees that show microhabitats-friendly characteristics, in order to preserve a potentially more important part of biodiversity in production forests.

Keywords: Forest biodiversity, Microhabitat structure, Tree characteristics, Forest management, Observer effect.