



Petit rhinolophe

Biodiversité des chiroptères et gestions forestières en Limousin



Murin de Bechstein

Programme d'étude 2011-2012



Groupe Mammalogique et
Herpétologique du Limousin



RAPPORT

Relevés de terrain,
analyse et rédaction :
Michel BARATAUD
& Sylvie GIOSA



Biodiversité des chiroptères et gestions forestières en Limousin.

Michel Barataud ; GMHL ; 11 rue Jauvion, 87000 Limoges

Sylvie Giosa ; GMHL ; 11 rue Jauvion, 87000 Limoges

SOMMAIRE

INTRODUCTION	2
MATERIEL ET METHODE	4
RESULTATS	8
Espèces recensées	8
Régions forestières, sites et stations	11
Types forestiers	14
Structures forestières	16
Ecotones	19
Essences	20
Age	22
Strates	23
DISCUSSION	24
Modes de traitement	24
Ecotones	25
Essences	26
PRECONISATIONS DE GESTION	27
REMERCIEMENTS	28
BIBLIOGRAPHIE	29



Détecteur hétérodyne et expansion de temps Pettersson D1000X, utilisé pour les relevés acoustiques (écoutes en direct et enregistrements hautes fréquences pour analyses informatiques)

INTRODUCTION

Les chiroptères forment un groupe diversifié d'espèces occupant des niches écologiques variées et plus ou moins spécialisées. Différentes adaptations les conduisent à se répartir les différentes strates aériennes et les structures d'habitats au sein d'un paysage. Etant situés à un niveau élevé dans la pyramide alimentaire (insectivores), ils constituent de remarquables indicateurs de la diversité biologique et jouent un rôle écologique majeur en tant que seuls vertébrés prédateurs des arthropodes nocturnes. Le nombre et la nature des espèces de chiroptères en un lieu donné, associés à un indice mesurant leur activité, permettent un diagnostic ponctuel concernant l'intérêt des écosystèmes étudiés (production trophique, degré de naturalité) ou, dans le cas de suivis temporels, une évaluation de leur résilience face à des perturbations. Sur les 36 espèces connues actuellement en France, 40 % peuvent être qualifiées de forestières spécialisées (gîtes et terrains de chasse quasi exclusivement en forêt) et 51 % de forestières partielles (gîtes et/ou terrains de chasse partiellement en forêt), ces dernières appartenant souvent à une guildes plus ubiquiste s'étant mieux adaptée aux perturbations d'origine anthropique des écosystèmes originels post-glaciaires (MESCHÉDE & KELLER, 2003).

La difficulté d'étudier l'activité des chiroptères (espèces de petite taille, nocturnes, volantes et inaudibles à l'oreille humaine) est aujourd'hui atténuée par la mise au point d'une technique (détection des ultrasons émis par les individus en vol) et d'une méthode associée (identification acoustique des espèces et comptabilité de leurs types d'activité) (BARATAUD, 1996 ; 2002a ; 2012). Il est donc désormais possible de mettre en évidence le niveau d'activité des différentes espèces durant la saison de chasse dans plusieurs types d'habitats. Les résultats permettent de hiérarchiser les paramètres influençant la fréquentation des milieux par les chauves-souris (AHLEN & BAAGØE, 1999 ; BARATAUD, 2002b ; 2006 ; 2012 ; BARATAUD & GIOSA, 2010 ; BARATAUD *et al.*, 2012 ; à paraître ; BOONMAN, 1996 ; DE JONG, 1995 ; ESTRADA-VILLEGAS *et al.*, 2010 ; HAYES, 1997 ; MOESCHLER & BLANT, 1990 ; VAUGHAN *et al.*, 1997 ; WALSH & MAYLE, 1991).

Les méthodes de quantification de l'activité obéissent souvent prioritairement aux exigences des traitements statistiques ; elles doivent aussi tenir compte des biais liés à la collecte de l'information (qualité des microphones par exemple) ; enfin elles doivent s'efforcer de restituer au mieux la réalité de la pression d'utilisation de l'habitat par les chiroptères en activité nocturne, *via* leurs émissions acoustiques : un contact furtif dure environ cinq secondes, mais souvent l'individu émetteur reste audible en continu durant plusieurs minutes, et il serait fallacieux de donner la même valeur à deux séquences sonores durant respectivement 2 et 60 secondes. Les caractéristiques de l'unité de quantification de l'activité sont donc primordiales dans l'interprétation des résultats. De nombreuses études sur le continent américain appliquent la méthode de « site occupancy », dominée par des objectifs de traitements statistiques : simple probabilité de détection binaire (présence ou absence) sur des pas de temps très importants, allant de l'heure à la soirée d'enregistrement (MC KENZIE *et al.*, 2002). A l'opposé, d'autres études opèrent une comptabilité des signaux (GORRESEN *et al.*, 2008), fastidieuse et trop sensible aux différences de sensibilité entre microphones. Beaucoup d'études en Europe définissent un contact comme l'occurrence d'un taxon à l'intérieur d'une période temporelle de durée variant de cinq à 60 secondes selon les études (BARTONICKA & ZUKAL, 2003 ; BAS & BAS, 2011 ; KUSH & IDELBERGER, 2006). La méthode utilisée dans la présente étude utilise comme unité de comptabilité une tranche de cinq secondes d'écoute (correspondant à la durée moyenne d'une séquence sonar) multipliée par le nombre d'individus entendus en simultané (discernable en hétérodyne jusqu'à cinq individus maximum grâce aux différences individuelles de rythme, et de fréquence pour les signaux à composante QFC). Cette méthode a l'avantage de mettre en évidence à la fois des variations fines de l'activité instantanée, et des variations de grandes amplitudes sur le long terme (BARATAUD, 2012) ; elle est cependant sensible aux variations de caractéristiques des

détecteurs (Haquart, comm. pers.) et nécessite donc une harmonisation du matériel utilisé.

La forêt couvre en Limousin 574 600 hectares, ce qui représente 34 % du territoire régional. Mais cette valeur globale masque une complexité qui vient nuancer une satisfaction collective couramment exprimée :

- La "forêt" limousine est jeune : suite à d'importants déboisements successifs pour libérer des terres agricoles et pastorales, la surface boisée couvrait 120 000 ha en 1860 et 220 000 ha en 1950, représentant respectivement 7 % et 13 % du territoire régional (CRPF & FOGEFOR, 2011). La déprise agricole au cours du XX^e siècle (la surface agricole a diminué de 214 000 ha entre 1955 et 1970) a entraîné un reboisement naturel ou artificiel d'une bonne partie des terres en friches et en landes. Ainsi une part importante de la forêt limousine en est encore au stade de reconstitution d'un véritable écosystème forestier.
- L'exploitation intensive du Châtaignier en taillis (suite à la disparition des châtaigneraies à fruits à la fin du XVIII^e siècle) s'est généralisée dès 1800 dans l'ouest de la région pour le charbon de bois (métallurgie locale) et les feuillards (PLAS & BOUMEDIENE, 2011 ; ROUAUD *et al.*, à paraître) et entraîne une rotation très rapide des peuplements (tous les 7 à 20 ans selon les usages) ; ces bois ont donc subi des perturbations trop fréquentes pour permettre l'installation d'une faune forestière spécialisée.
- Le statut de la propriété forestière (privée avec un morcellement extrême) a généré une absence de tradition de gestion des peuplements feuillus autochtones pour le bois d'œuvre. La forêt a changé de « main » au cours du XX^e siècle : auparavant inscrite dans une économie rurale villageoise (ayant conduit à une forte réduction de sa surface), elle devient un support d'investissement pour des cadres ou des groupes financiers (VERINAUD, 1981). Ces nouveaux propriétaires adoptent des méthodes d'exploitation intensives à plus grande échelle, conduisant notamment à une conversion des feuillus indigènes (les accrus récents comme les forêts plus anciennes) en plantations de résineux exogènes à rotation rapide. Dans le courant des années 1960-1970 des massifs entiers étaient utilisés comme placement financier et replantés après coupe rase et décapage du sol parfois sur des centaines d'hectares ; cette tendance se poursuit toujours sur de multiples parcelles de moindre surface. C'est ainsi que 192 000 ha (33,4 % de la superficie boisée) de résineux pour l'essentiel exogènes se sont substitués ces dernières décennies aux landes et friches mais aussi aux futaies ou taillis sous futaie de peuplements autochtones.
- Ceci entraîne une distinction incontournable en Limousin entre "forêt" et "sylviculture", la première ayant une composante subnaturelle et la seconde étant très artificielle ; les implications en termes de diversité et d'abondance biologiques sont reconnues comme très différentes en composition et diversité des essences, perturbations du sol, durée des cycles, etc. (OTTO, 1998). Sur les 574 600 ha de surface boisée, 192 382 ha (33,5 %) sont des plantations de résineux en monoculture : principalement de Douglas (78 620 ha), d'Epicéa (42 500 ha) et de Pin sylvestre (39 612 ha) ; (source IFN, inventaire 2003).
- La superficie des boisements feuillus dont l'âge est supérieur à 80 ans était en 1991 (source IFN) de 65 157 ha (11,6 % de la surface boisée) ; quant aux boisements de plus de 150 ans pouvant être qualifiés de matures à âgés, ils ne représentent que 6 600 ha (1,2 % de la surface boisée). Depuis la tempête de décembre 1999 ces valeurs ont encore diminué.

Ces transformations successives de la surface, de la nature et de la structure des boisements limousins ont eu des conséquences sur les cortèges floristiques et faunistiques. Dans cette étude nous nous proposons d'effectuer un état des lieux des guildes de chiroptères fréquentant les types de peuplements de plusieurs régions forestières du Limousin, à travers divers indicateurs de richesse spécifique et d'abondance d'activité de chasse. Les éléments récoltés permettent une série de diagnostics comparés sur les modes de gestion et les essences concernées.

MATERIEL ET METHODE

Détection acoustique des chiroptères :

Le principe est basé sur la caractéristique des chiroptères d'émettre en permanence des signaux sonar hautes fréquences lorsqu'ils sont en activité de vol ; ces signaux, captés et restitués en fréquences audibles par des détecteurs d'ultrasons, servent à identifier les espèces et quantifier l'activité de chasse indicatrice de l'intérêt trophique de l'habitat visité.

Les observateurs sont dotés de détecteurs hétérodyne + expansion de temps D1000X et D980 (Pettersson Elektronik AB). Les relevés acoustiques ont été réalisés sur les mois de juin, juillet et août, période qui correspond à l'élevage et l'émancipation des jeunes au sein des colonies de mise-bas. Durant les 3 à 4 heures qui suivent le crépuscule, sur chaque site, plusieurs points d'écoute de durée variable (généralement 45 à 60 minutes) sont effectués sur des stations (distantes de 50 m minimum) présentant des différences de structures horizontale et/ou verticale au sein du même habitat. Chaque station d'écoute est décrite en journée selon ses coordonnées géographiques, sa composition et sa structure végétales. Les contacts sont rattachés aux variables environnementales correspondant à la station pour permettre de corrélérer les indices d'activité (n. de contacts/heure) avec les habitats inventoriés.

Un contact correspond à l'occurrence acoustique d'une espèce par tranche de cinq secondes, multipliée par le nombre d'individus (de cette même espèce) audibles en simultanément (limite appréciable = 5 individus). Les résultats quantitatifs expriment une mesure de l'activité et non une abondance de chauves-souris : le fait que plusieurs contacts puissent provenir d'un même individu n'est donc pas à considérer comme un biais. Les contacts acoustiques sont reportés sur des fiches et ventilés par espèce, type d'activité (chasse, transit, sociale), tranche horaire, type d'habitat et n° de station ; ils sont exprimés en nombre de contacts par heure.

Les cas d'identification complexe font l'objet d'enregistrements pour analyse ultérieure sur logiciel (BatSound, Pettersson Elektronik AB). L'identification est réalisée selon la méthode naturaliste d'identification acoustique des chiroptères, développée en Europe depuis 1988 (BARATAUD, 1996 ; 2002a ; 2012).

L'intensité des émissions sonar est différente selon les espèces, ce qui empêche la comparaison de leurs indices d'activité respectifs. Afin de pondérer cette disparité, nous avons calculé un coefficient de détectabilité, corrélé à la distance de perception de chaque espèce (**Tableau 1**) pour un observateur équipé d'un détecteur (type Pettersson D980 ou D1000X). Chez beaucoup d'espèces l'énergie attribuée à un signal est variable selon le degré d'ouverture du milieu de vol ; elles peuvent modifier ainsi l'intensité à la source, la fréquence et la structure des signaux en conséquence. Le Tableau 1 présente des valeurs et une hiérarchie applicables au milieu forestier concerné par cette étude. Les espèces ayant une intensité forte à très forte conservent leurs valeurs maximales de distance de détection car elles évoluent en quasi permanence au-dessus de la canopée, et leur détectabilité est peu variable pour un observateur, qu'il soit positionné en milieu ouvert ou en sous-bois. *Pipistrellus pipistrellus* a été choisie comme espèce « étalon » (coefficient = 1) en raison de sa grande ubiquité et de sa forte abondance d'activité, qui en font une excellente référence comparative. Ce coefficient est appliqué aux indices spécifiques lorsque des espèces ou des groupes d'espèces doivent être comparés.

Tableau 1 : Liste des espèces françaises de chiroptères classées par ordre croissant d'intensité d'émissions sonar, avec leur distance de détection (en mètres) et le coefficient de détectabilité qui en découle. Valeurs valables en contexte forestier (d'après BARATAUD, 2012).

sous-bois			
Intensité d'émission	Espèces	Distance détection	Coefficient détectabilité
Très faible à Faible	<i>Rhinolophus hipposideros</i>	5	5,00
	<i>Plecotus spp</i>	5	5,00
	<i>Myotis emarginatus</i>	8	3,10
	<i>Myotis nattereri</i>	8	3,10
	<i>Rhinolophus ferr/eur/meh.</i>	10	2,50
	<i>Myotis alcaho</i>	10	2,50
	<i>Myotis mystacinus</i>	10	2,50
	<i>Myotis brandtii</i>	10	2,50
	<i>Myotis daubentonii</i>	10	2,50
	<i>Myotis bechsteinii</i>	10	2,50
	<i>Barbastella barbastellus</i>	15	1,70
	<i>Myotis oxygnathus</i>	15	1,70
	<i>Myotis myotis</i>	15	1,70
	Moyenne	<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	25
<i>Miniopterus schreibersii</i>		25	1,00
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>		25	1,00
<i>Pipistrellus kuhlii</i>		25	1,00
<i>Pipistrellus nathusii</i>		25	1,00
Forte	<i>Hypsugo savii</i>	30	0,83
	<i>Eptesicus serotinus</i>	30	0,83
Très forte	<i>Eptesicus nilssonii</i>	50	0,50
	<i>Vespertilio murinus</i>	50	0,50
	<i>Nyctalus leisleri</i>	80	0,31
	<i>Nyctalus noctula</i>	100	0,25
	<i>Tadarida teniotis</i>	150	0,17
	<i>Nyctalus lasiopterus</i>	150	0,17

Stations :

Une typologie des peuplements forestiers a été établie, croisant les critères écologiques auxquels les chiroptères sont sensibles et les principaux critères descriptifs utilisés en gestion sylvicole.

Des sites ont été sélectionnés au sein de sept grandes zones forestières représentatives de la diversité des forêts régionales (Monts de Châlus, Monts d'Ambazac, Monts d'Auriat, région de Pontarion, Plateau de Millevaches, Massif des Monédières, Bassin de la Dordogne) auxquelles s'ajoutent quelques massifs plus isolés, en plaine (Basse-Marche : Bois du Ratier et lande de Thiat), sur pentes (Gorges de la Grande Creuse) ou reposant sur des substrats géologiques particuliers (gabbros, éclogites) comme la Forêt d'Espagne et la Forêt de Blanchefort.

Un site correspond à une localité forestière présentant une homogénéité minimale (nature et

structure du peuplement). Sur chaque site plusieurs (généralement six) stations sont choisies en fonction de leur disparité d'écotones (sous-bois, chemin sous-bois, lisière trouée, lisière clairière) ; ces stations d'écoute sont inventoriées en soirée, après description en journée d'un ensemble de variables compositionnelles et structurales (**Tableau 2**). La météo est dans la mesure du possible considérée comme une constante : en cas d'intempéries empêchant les relevés ou faussant leur validité, une soirée de remplacement est prévue sur les mêmes stations.

Tableau 2 : Informations générales et variables descriptives des peuplements notées sur chaque point d'écoute ; liste des rubriques présentes sur les fiches de relevés (à gauche) et définition de certaines variables (à droite).

Région forestière		VARIABLES	NOTE	DEFINITION	
COMMUNE		Taille station (description)		rayon de 30m autour du point d'écoute	
SITE (lieu-dit)		Type forestier	Feuillus	feuillus dominants à + de 90 % en étage supérieur	
ALTITUDE			Résineux	résineux dominants à + de 90 % en étage supérieur	
EXPOSITION			Mixte	feuillus (40 à 60%) et résineux (40 à 60%) mélangés	
CODE STATION		Essences		Essences dominantes	
Coordonnées UTM	X	Structure	Futaie	régulière	une seule strate arborée
	Y			irrégulière	au moins trois strates de ligneux (arborées et arbustive)
Type forestier		Taillis Sous Futaie (TSF)		Mélange de cépées et de semenciers, en disposition ponctuelle ou linéaire (bord de chemin avec vieux arbres en taillis pur par ex)	
Structure					
Age		Age	Etages supérieur et intermédiaire	30 ; 40 ; 50 ; 60 ; 80 ; 100 ; 120 ; 150	
Strate arborée supérieure	Essence	Diamètre arbres		diamètre moyen des tiges structurant la station	
	Diamètre	Strate arbustive		ligneux hauteur 0,5m à 4 m	
	Couverture	Strate buissonnante		ligneux hauteur < 0,5m	
Strate arborée secondaire	Essence	Strate herbacée		végétation non ligneuse hauteur < 0,5 m	
	Diamètre	Hauteur végétation herbacée	basse	< à 20 cm	
	Couverture		haute	> à 20 cm	
Strate arbustive	Essences	Couverture strates végétales	1	< 25 %	
	Couverture		2	25 à 50 %	
	Strates buissonnante & herbacée		Espèces	3	50 à 75 %
Couverture			4	75 à 100 %	
Hauteur		Ecotone	Lisières	clairière	zone arbustive de surface > 500m ²
Couverture bois mort				trouée	trouée 100 à 500m ² dans canopée
Distance route			Sous-bois	Chemin ss-bois	tunnel de vol différencié dans sous-bois
Distance piste			Sous-bois	absence de tunnel de vol différencié	
Distance prairie		Distance écotone	1	0 m	
Distance clairière			2	< 20 m	
Distance trouée			3	> 20 m	
Distance ch. ss-bois					
Distance ss-bois					
Distance eau					

Indices de biodiversité :

Plusieurs critères sont utilisés pour apprécier la biodiversité en chiroptères des sites et des types forestiers inventoriés :

- la richesse spécifique totale ;
- la richesse en espèces forestières spécialisées [toutes espèces des genres *Myotis* (sauf *M daubentonii*), *Plecotus* et *Barbastella*] ;
- l'indice brut d'activité a_b (nombre de contacts par heure) ; il indique l'abondance de l'activité spécifique ou toutes espèces confondues ;
- l'indice d'activité pondérée : $a_{pi} = a_{bi} * d_i$; où a_{bi} = indice brut d'activité de l'espèce i et d_i = coefficient de détectabilité de l'espèce i (Tableau 1) ; il indique l'abondance d'activité de l'espèce i comme si son intensité d'émission était équivalente à celle d'une Pipistrelle ; lorsque des guildes d'espèces (spécialistes *versus* non spécialistes forestiers par exemple) sont comparées entre elles, les indices pondérés spécifiques sont additionnés au sein de chaque guildes ;
- l'indice de dominance : $D_o = [a_{pdo} / \sum(a_{pi})] * S$; où a_{pdo} = activité pondérée de l'espèce dominante, a_{pi} = abondance pondérée de l'espèce i dans le relevé, S = richesse spécifique du relevé ; il quantifie la proportion de l'abondance d'activité pondérée contrôlée par l'espèce dominante ; sa valeur est supérieure ou égale à 1 (1 = équirépartition théorique) ; un indice de 2,5 pour un cortège de quatre espèces indique qu'une espèce est 2,5 x plus abondante (en activité pondérée) que les trois autres réunies ;
- l'indice de diversité de Shannon-Weaver (LLOYD et GHELARDI, 1964) : $Sh = \sum -(a_{pi} * \ln(a_{pi}))$ où a_{pi} = abondance pondérée de l'espèce i dans le relevé. Il s'interprète comme la quantité moyenne d'information apportée par la détermination de l'espèce d'un individu tiré au hasard dans la communauté ; il est généralement compris entre 0 et 4,5 mais n'a en théorie pas de limite supérieure. Cet indice présente l'avantage de représenter d'un chiffre la structure spécifique de l'échantillon, mais sa valeur est dépendante de la taille de l'échantillon et prend en compte davantage l'abondance des espèces rares. Seule son interprétation relative (dans le temps ou dans l'espace) est euristique. Une baisse de diversité peut être le résultat de l'augmentation d'abondance d'une espèce dominante opportuniste ou de la baisse d'abondance de la plupart des espèces sauf une moins sensible (GOSELIN & LAROUSSINIE, 2004, p. 63).
- l'indice d'équitabilité, obtenu à partir de l'indice de diversité de Shannon-Weaver : $E = \sum -(a_{pi} * \ln(a_{pi})) / \ln(S)$; où S = richesse spécifique du relevé et a_{pi} = abondance pondérée de l'espèce i dans le relevé. L'équitabilité complète avantageusement l'indice de diversité ; elle quantifie quelle proportion de l'abondance est contrôlée par quelle proportion des espèces dominantes présentes. L'équitabilité varie de 0 à 1 : elle tend vers 0 quand la quasi-totalité des effectifs est concentrée sur une seule espèce ; elle tend vers 1 lorsque toutes les espèces ont la même abondance (équirépartition). L'interprétation doit toujours prendre en considération la richesse spécifique et le type d'habitat. Ainsi, un indice faible peut correspondre à un peuplement mature et structuré avec une richesse spécifique forte, et un indice voisin de 1 peut correspondre à un peuplement perturbé ou pionnier avec une richesse spécifique faible (GOSELIN & LAROUSSINIE, 2004).

Ces indices pris séparément ne sont pas parfaitement révélateurs de la réalité, car trop influencés par tel ou tel paramètre (notamment le nombre d'espèces du cortège) ; ils demandent donc à être interprétés compte tenu des précautions décrites ci-dessus. Il est toujours délicat de réduire la biodiversité à un chiffre, et l'indice idéal, sans biais, reste à trouver. C'est donc l'ensemble des indices proposés qui apporte une vision plus juste, chacun venant enrichir l'interprétation de l'autre.

RESULTATS

Espèces recensées :

La région Limousin compte à ce jour 26 espèces, dont 13 peuvent être qualifiées de spécialistes forestiers car chassant (et gîtant aussi pour la plupart) prioritairement en sous-bois (**Tableau 3**).

La partie de la région couverte par les zones d'étude (**Fig. 2**) n'inclue pas la chênaie pubescente du sud-ouest de la Corrèze, ce qui diminue très fortement la probabilité de contacter les espèces méridionales limitées à ce secteur : *R. euryale*, *M. schreibersii* et dans une moindre mesure *M. oxygnathus*. Le cortège potentiel sur le reste de la région est donc de 23 espèces, dont 6 sont rares et/ou localisées. L'ensemble de ces 23 espèces a été contacté durant l'étude.

Ces 23 espèces ont fourni 19302 contacts acoustiques, réparties sur 323 h 30' d'écoute.

Tableau 3 : Liste et statut communautaire des 26 espèces de chiroptères présentes en Limousin, et parmi ces dernières, les espèces contactées au cours de l'étude en regard de celles potentiellement contactables dans les régions forestières inventoriées (croix entre parenthèses : espèces rares et/ou localisées).

Nom latin	Nom français	Annexe II Directive Habitats	Spécialiste forestier	Présence potentielle sur zone d'étude	Présence constatée sur zone d'étude
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	Grand rhinolophe	X	X	X	X
<i>Rhinolophus hipposideros</i>	Petit rhinolophe	X	X	X	X
<i>Rhinolophus euryale</i>	Rhinolophe euryale	X	X		
<i>Myotis daubentonii</i>	Murin de Daubenton			X	X
<i>Myotis brandtii</i>	Murin de Brandt		X	X	X
<i>Myotis mystacinus</i>	Murin à moustaches		X	X	X
<i>Myotis alcathoe</i>	Murin d'Alcathoe		X	X	X
<i>Myotis emarginatus</i>	Murin à oreilles échancrées	X	X	X	X
<i>Myotis nattereri</i>	Murin de Natterer		X	X	X
<i>Myotis bechsteinii</i>	Murin de Bechstein	X	X	X	X
<i>Myotis myotis</i>	Grand murin	X	X	X	X
<i>Myotis oxygnathus</i>	Petit murin	X			
<i>Nyctalus noctula</i>	Noctule commune			(X)	X
<i>Nyctalus leisleri</i>	Noctule de Leisler			X	X
<i>Nyctalus lasiopterus</i>	Grande noctule			(X)	X
<i>Eptesicus serotinus</i>	Sérotine commune			X	X
<i>Vespertilio murinus</i>	Sérotine bicolore			(X)	X
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	Pipistrelle commune			X	X
<i>Pipistrellus nathusii</i>	Pipistrelle de Nathusius			(X)	X
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	Pipistrelle de Kuhl			X	X
<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	Pipistrelle soprano			(X)	X
<i>Hypsugo savii</i>	Vespère de Savi			(X)	X
<i>Plecotus auritus</i>	Oreillard roux		X	X	X
<i>Plecotus austriacus</i>	Oreillard gris		X	X	X
<i>Barbastella barbastellus</i>	Barbastelle	X	X	X	X
<i>Miniopterus schreibersii</i>	Minioptère de Schreibers	X			
TOTAL	26	9	13	19 (23)	23

L'identification acoustique a été dans tous les cas réalisée jusqu'au niveau spécifique, avec trois niveaux de confiance accordés à chaque contact : certain, probable et possible (BARATAUD, 2012). Le genre *Myotis* (9 espèces) atteint 65,5 % d'identification certaine, mais il cumule 89,2 % de certaine + probable contre 75,6 % pour le genre *Plecotus* (2 espèces) ; ce dernier peut donc être considéré comme d'identification spécifique plus complexe. Le genre *Pipistrellus* souffre de 1,1 % d'identification probable à cause d'une série de contacts obtenus en forêt de Gravière (Lanobre – 15) en léger recouvrement entre *P. kuhlii* et *P. nathusii* (plus proche de cette dernière sur le plan comportemental). L'ensemble des autres genres (cumulant 13028 contacts) n'a pas posé de problème d'identification spécifique certaine (**Fig. 1**).

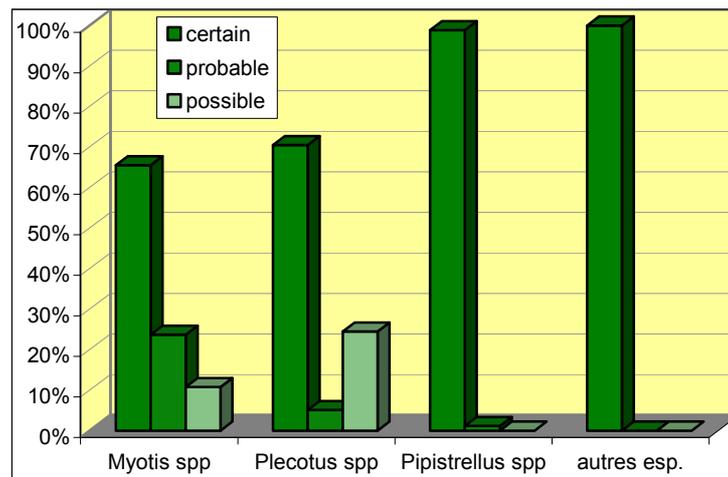


Fig. 1 : Proportions des indices de confiance dans l'identification acoustique jusqu'à l'espèce au sein de différents groupes.

Les 23 espèces plus ou moins attendues ont été contactées durant la période d'étude, avec des niveaux d'activité et une fréquence cependant très disparates (**Tableau 4**).

P. pipistrellus confirme ici sa réputation d'abondance et d'ubiquité : elle représente plus de la moitié de l'activité pondérée globale, et occupe près de 70 % des stations. Elle est suivie de *P. kuhlii*, plus méridionale dans sa distribution générale en France ; ces deux Pipistrelles cumulent 61,1 % de l'activité pondérée globale.

E. serotinus, très ubiquiste également mais connue surtout pour une espèce de lisière et de milieux sub-urbains, s'est révélée sur de nombreuses stations très active en sous-bois : cette espèce dont la morphologie alaire ne lui confère pas de spécialisation de vol particulière, s'avère relativement à l'aise sous la canopée, chassant parfois en sous-bois dense de manière régulière.

B. barbastellus est une espèce bien représentée dans la région, avec des valeurs de peu inférieures à *P. kuhlii* et *E. serotinus*.

M. brandtii n'est notée dans le Massif central que depuis 1998 (BOIREAU, 1998), et son identification acoustique n'est efficace que depuis 2003. Il est possible qu'auparavant de nombreux contacts visuels aient été confondus avec *M. mystacinus*, assez proche morphologiquement ; mais l'un des critères acoustiques permettant la diagnose certaine de cette espèce n'apparaît pas dans les archives sonores en Limousin avant le milieu des années 2000. Or il arrive dans notre étude en tête de la liste des *Myotis*, tant en activité qu'en occurrence géographique.

M. emarginatus affiche une activité pondérée assez forte le plaçant en seconde position au sein du genre ; mais son occurrence stationnelle reste faible, confirmant une répartition principalement corrézienne (idem pour *R. ferrumequinum*, *V. murinus* et *H. savii*, uniquement contactés dans ce département).

M. daubentonii, spécialiste de la chasse au-dessus des plans d'eau et rivières calmes, semble être le moins forestier du genre *Myotis*.

N. lasiopterus a été contactée dans les trois départements, et s'avère la plus « commune » au sein de son genre pour les zones prospectées. Ainsi *N. noctula*, bien présente dans la partie ouest (vallées de la Vienne et de la Gartempe notamment) de la Haute-Vienne, n'apparaît que très peu dans nos relevés majoritairement concentrés dans la moitié est.

P. pygmaeus, avec un seul contact (Saint-Priest-Palus – 23), semble anecdotique dans la faune limousine.

Tableau 4 : Liste des 23 espèces de chiroptères (classées par ordre décroissant de l'activité pondérée) contactées au cours de l'étude, avec les valeurs brutes et pondérées de l'activité et de l'occurrence sur les stations d'écoute.

ESPECES	Indice brut (n. cont/h)	Indice pondéré	% activité pondérée	% stations occupées
<i>P. pipistrellus</i>	36,43	36,43	51,84%	69,58%
<i>P. kuhlii</i>	6,52	6,52	9,28%	32,70%
<i>E. serotinus</i>	7,74	6,43	9,14%	34,22%
<i>B. barbastellus</i>	3,12	5,31	7,55%	28,90%
<i>M. brandtii</i>	1,41	3,52	5,01%	18,63%
<i>M. emarginatus</i>	0,83	2,58	3,67%	5,32%
<i>P. auritus</i>	0,42	2,12	3,01%	10,46%
<i>M. mystacinus</i>	0,61	1,54	2,19%	7,60%
<i>M. nattereri</i>	0,39	1,22	1,73%	9,89%
<i>R. hipposideros</i>	0,20	1,00	1,43%	3,42%
<i>M. myotis</i>	0,47	0,80	1,14%	7,98%
<i>M. bechsteinii</i>	0,30	0,74	1,06%	6,27%
<i>P. austriacus</i>	0,12	0,59	0,84%	3,80%
<i>M. alcaethoe</i>	0,19	0,49	0,69%	3,80%
<i>P. nathusii</i>	0,48	0,48	0,69%	0,19%
<i>R. ferrumequinum</i>	0,11	0,27	0,38%	1,52%
<i>M. daubentonii</i>	0,07	0,19	0,26%	1,90%
<i>N. lasiopterus</i>	0,11	0,02	0,03%	2,28%
<i>N. leisleri</i>	0,04	0,01	0,02%	1,33%
<i>H. savii</i>	0,01	0,01	0,01%	0,76%
<i>N. noctula</i>	0,04	0,01	0,01%	0,95%
<i>V. murinus</i>	0,01	0,00	0,01%	0,38%
<i>P. pygmaeus</i>	0,00	0,00	0,01%	0,19%
Total	59,65	70,28		n = 526

Régions forestières, sites et stations :

Au sein des 11 unités forestières (7 « régions » et 4 massifs), 95 sites (localités forestières homogènes, chacune comprenant plusieurs stations d'écoute) contenant 526 stations ont été inventoriés principalement dans la partie centre-est de la région où sont concentrés les plus forts taux de boisement (**Fig. 2**).

Deux sites sont dans le département du Cantal (région Auvergne) : la forêt de Gravière (Lanobre) et la forêt d'Algère (Champs/Tarentaine) qui s'inscrivent dans le bassin de la Dordogne (vallées de la Tarentaine et de la Rhue). Ce choix est justifié par la recherche de types forestiers très peu représentés dans le Limousin pourtant très proche : sapinière en futaie irrégulière, hêtraie-sapinière en futaie irrégulière. Ces types de peuplements manquent côté limousin pour des raisons d'historique de gestion, mais le contexte serait propice sur de nombreuses stations de la bordure orientale.

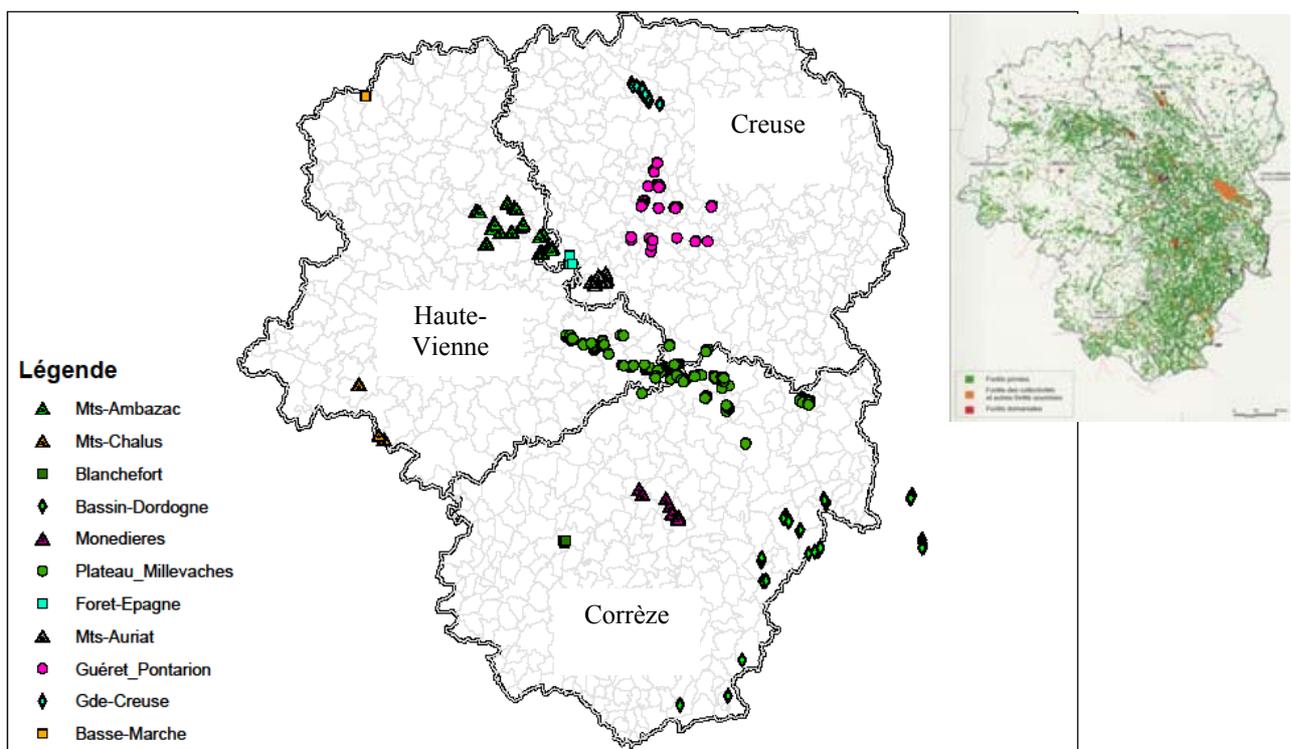


Fig. 2 : Carte du Limousin avec positionnement des stations d'écoute au sein des zones forestières inventoriées ; l'encadré en haut à droite indique (parties colorées) les zones les plus fortement boisées en Limousin.

La comparaison des résultats entre zones forestières montre une disparité dans la pression et la nature de l'échantillonnage (**Tableau 5**), car la pression d'écoute accordée à une zone forestière a été majoritairement programmée en fonction de sa surface. Globalement le nombre d'espèces recensées est lié à la pression d'écoute, comme l'ont montré des tests sur le temps d'écoute par site (**Fig. 3**) ; par contre l'indice d'activité semble indépendant de la pression d'écoute (**Fig. 4**).

Tableau 5 : Liste des zones forestières inventoriées (classées par ordre décroissant de temps d'écoute), avec l'indice brut d'activité et l'occurrence stationnelle pour les 23 espèces contactées (classées par ordre croissant de l'intensité d'émission) ; en rouge : valeurs maximales pour la zone concernée ; en gras : valeurs remarquables.

Espèces	Bassin de la Dordogne		Millevalches		Monts d'Ambazac		Pontarion		Monédières		Monts d'Auriat		Monts de Châlus		Forêt d'Espagne		Forêt de Blancfort		Gorges de la Grande Creuse		Basse-Marche	
	N. c/h	% stat.	N. c/h	% stat.	N. c/h	% stat.	N. c/h	% stat.	N. c/h	% stat.	N. c/h	% stat.	N. c/h	% stat.	N. c/h	% stat.	N. c/h	% stat.	N. c/h	% stat.	N. c/h	% stat.
<i>R. hipposideros</i>	0,43	3,5%	0,24	1,1%	0,11	7,6%	0,20	6,0%			0,06	5,9%	0,08	9,1%	0,10	7,1%						
<i>P. auritus</i>	0,20	7,0%	0,52	7,9%	0,30	9,1%	0,75	14,3%			0,25	17,6%	0,25	27,3%			1,88	55,6%	0,91	8,3%	2,27	30,0%
<i>P. austriacus</i>			0,35	5,3%	0,07	4,5%	0,04	2,4%	0,05	6,3%	0,31	17,6%									0,32	10,0%
<i>M. emarginatus</i>	2,04	5,8%	0,07	1,6%	0,02	1,5%	0,24	6,0%	4,69	62,5%							0,50	33,3%	0,36	4,2%		
<i>M. nattereri</i>	0,38	11,6%	0,56	5,8%	0,30	13,6%	0,42	15,5%	0,67	31,3%	0,19	5,9%							0,91	8,3%	0,32	10,0%
<i>R. ferrumequinum</i>	0,03	2,3%							1,55	31,3%												
<i>M. alcatheae</i>	0,08	2,3%	0,08	1,6%	0,30	7,6%	0,57	4,8%			0,13	5,9%			0,10	7,1%	0,38	22,2%	0,36	8,3%		
<i>M. mystacinus</i>	0,14	3,5%	0,73	7,4%	0,28	9,1%	0,29	8,3%			0,13	5,9%	0,08	9,1%			0,25	11,1%	17,09	12,5%	2,59	40,0%
<i>M. brandtii</i>	0,46	15,1%	1,08	15,9%	0,61	19,7%	5,46	28,6%	0,67	25,0%	0,88	23,5%	0,17	9,1%	1,24	28,6%			3,64	20,8%		
<i>M. daubentonii</i>	0,03	1,2%	0,18	2,1%			0,13	2,4%	0,05	6,3%							0,13	11,1%	0,18	4,2%		
<i>M. bechsteinii</i>	0,11	5,8%	0,24	4,2%	0,11	3,0%	0,20	7,1%	0,57	12,5%			0,08	9,1%	0,57	7,1%			0,55	16,7%	2,59	40,0%
<i>B. barbastellus</i>	1,43	30,2%	1,55	15,3%	1,83	33,3%	3,94	44,0%	0,15	12,5%	5,31	47,1%	13,99	63,6%	11,24	50,0%	2,38	33,3%	16,00	33,3%	8,76	30,0%
<i>M. myotis</i>	0,28	14,0%	0,18	3,7%	1,25	13,6%	0,11	3,6%	0,05	6,3%	0,13	5,9%	2,98	45,5%	0,48	28,6%						
<i>P. pygmaeus</i>											0,06	5,9%										
<i>P. pipistrellus</i>	35,71	77,9%	30,03	60,3%	52,77	80,3%	31,27	64,3%	38,27	87,5%	42,13	88,2%	13,08	90,9%	2,00	57,1%	5,75	55,6%	123,27	83,3%	12,65	60,0%
<i>P. kuhlii</i>	4,06	39,5%	4,20	21,7%	9,01	42,4%	5,06	34,5%	7,21	62,5%	22,81	58,8%	0,25	18,2%	3,43	35,7%	3,63	22,2%	2,00	25,0%	59,03	50,0%
<i>P. nathusii</i>	2,05	1,2%																				
<i>H. savii</i>	0,05	4,7%																				
<i>E. serotinus</i>	10,50	46,5%	6,72	27,0%	2,28	36,4%	6,96	29,8%	2,68	62,5%	7,19	47,1%	15,23	63,6%	0,29	14,3%	41,00	77,8%	16,55	16,7%	0,32	20,0%
<i>V. murinus</i>	0,04	2,3%																				
<i>N. leisleri</i>	0,14	7,0%							0,05	6,3%												
<i>N. noctula</i>			0,13	1,6%	0,04	1,5%															0,65	10,0%
<i>N. lasiopterus</i>	0,33	7,0%	0,13	1,6%			0,07	3,6%														
TOTAL	58,5	86	47,0	189	69,3	66	55,7	84	56,7	16	79,6	17	46,2	11	37,4	14	55,9	9	186,7	24	92,4	10
N. espèces	20		17		15		16		13		13		10		9		9		12		10	
Temps d'écoute	76h 10'		71h 10'		56h 10'		45h 25'		19h 25'		16h 00'		12h 05'		10h 30'		8h 00'		5h 30'		3h 05'	

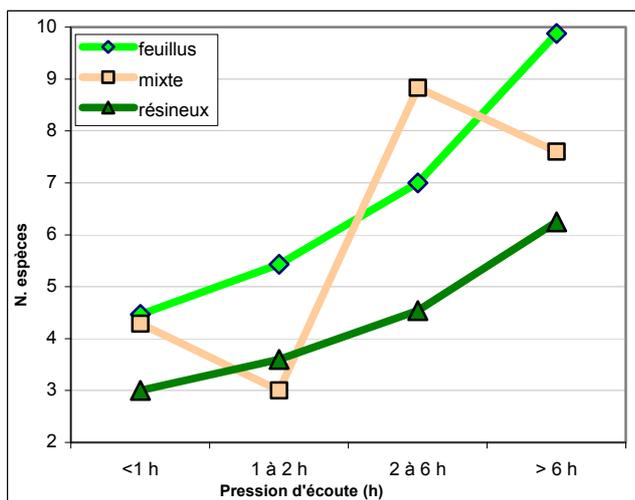


Fig. 3 : évolution croissante de la richesse spécifique en fonction du temps d'écoute cumulé sur un même site forestier.

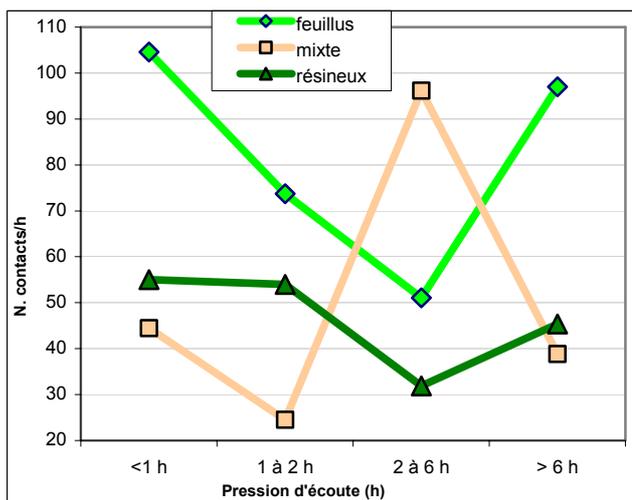


Fig. 4 : évolution chaotique de l'activité brute en fonction du temps d'écoute cumulé sur un même site forestier.

Dix zones forestières ont des indices d'activité bruts centrés autour d'une moyenne de 56,2 contacts/heure (minimum 37,4 ; maximum 79,6 c/h). Deux zones ont des valeurs bien supérieures, en lien probable avec la qualité des peuplements inventoriés. En effet, elles correspondent à des relevés de 2009 réalisés dans le cadre d'inventaires qualitatifs (selon une méthodologie identique à celle du programme de 2011-2012, d'où leur intégration dans la base de données de la présente étude) dont l'objectif d'inventaire était de mettre en évidence un maximum d'espèces en un minimum de temps. C'est ainsi que les habitats inventoriés ont été sélectionnés pour un rendement de richesse spécifique optimale, ce qui a entraîné corrélativement une activité forte. En Basse-Marche (92,4 c/h) comme dans les gorges de la Grande-Creuse (186,7 c/h), les stations d'écoute étaient exclusivement dans des feuillus matures (respectivement à 76 et 58 % en taillis sous futaie) en lisière de trouée et chemin sous-bois, autant de paramètres s'avérant optimaux pour l'activité.

Les résultats par espèce montrent une dominance exclusive des espèces de lisières, *P. pipistrellus* étant la plus ubiquiste et la plus active presque partout. Concernant la guildes des spécialistes forestiers, il ressort des éléments remarquables différents d'une zone à l'autre :

- Bassin de la Dordogne : *M. emarginatus* est de loin le plus actif, alors que *B. barbastellus* est la mieux répartie ;
- Plateau de Millevaches : *M. brandtii* est de loin le plus actif et le mieux réparti parmi les *Myotis* ;
- Monts d'Ambazac : *M. myotis* est le plus actif, alors que *B. barbastellus* est la mieux répartie ;
- Pontarion : *M. brandtii* est le plus actif, alors que *B. barbastellus* est la mieux répartie ;
- Monédières : *M. emarginatus* est nettement le plus actif et le mieux réparti ;
- Monts d'Auriat : *B. barbastellus* est présente sur près de la moitié des stations ;
- Monts de Châlus : *B. barbastellus* est nettement la plus active et la mieux répartie (près de deux tiers des stations) ;
- Forêt d'Espagne : *B. barbastellus* est nettement la plus active et la mieux répartie (50 % des stations) ;
- Forêt de Blanchefort : *B. barbastellus* est la plus active, alors que *P. auritus* est le mieux réparti (plus de la moitié des stations) ;

- Gorges de la Grande Creuse : *M. mystacinus* est de loin le plus actif, alors que *B. barbastellus* est la mieux répartie (un tiers des stations) ;
- Basse-Marche : *B. barbastellus* est la plus active, alors que *M. mystacinus* et *M. bechsteinii* sont tous deux présents sur 40 % des stations.

Types forestiers :

La typologie forestière retenue commence par une première phase de ségrégation entre :

- peuplements feuillus (feuillus représentant 90 à 100 % des arbres sur la station) ;
- peuplements résineux (résineux représentant 90 à 100 % des arbres sur la station) ;
- peuplements mixte (mélange feuillus- résineux, chaque type représentant 40 à 60 % des arbres sur la station).

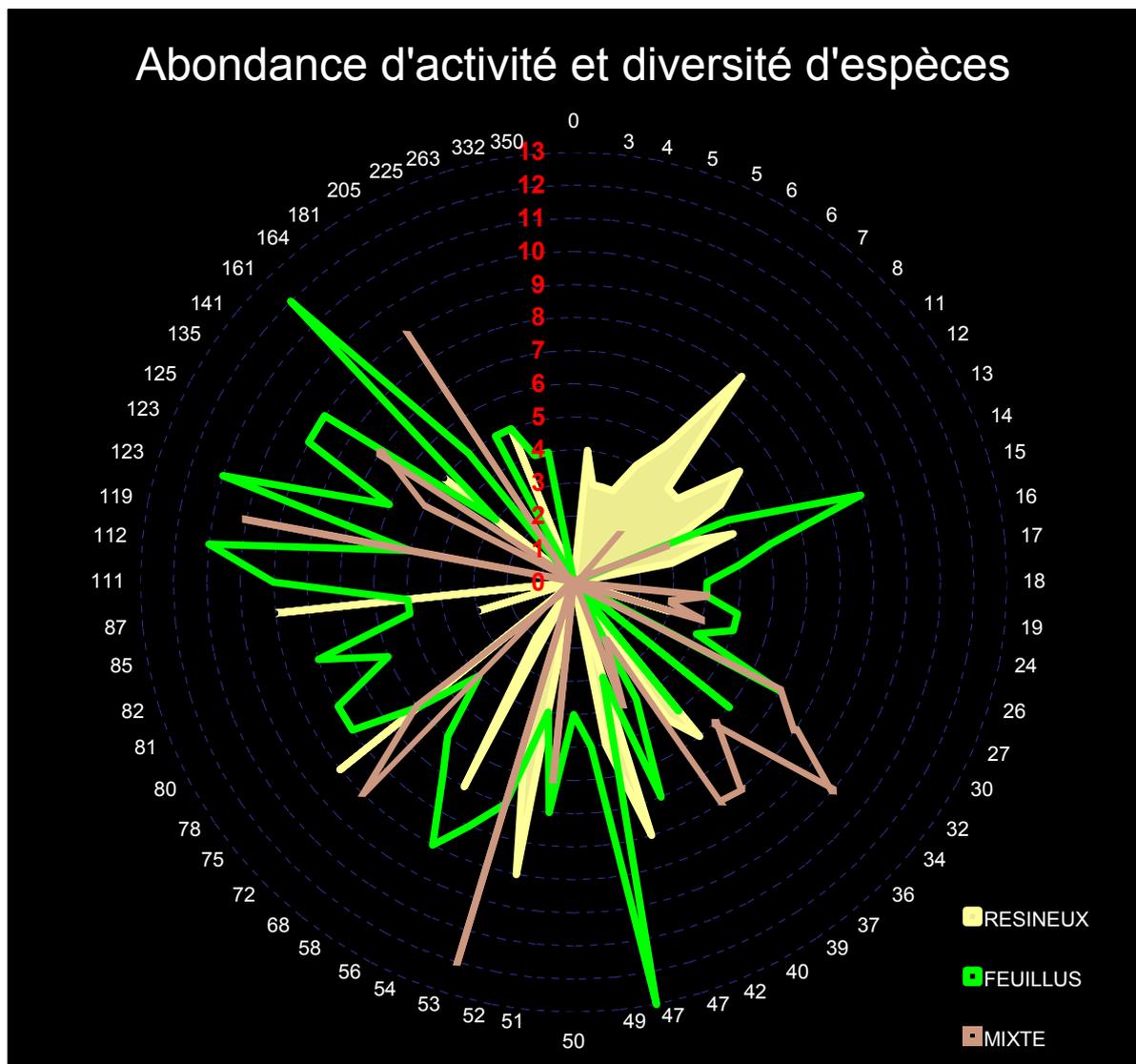


Fig. 5 : Dispersion des sites d'écoutes en forêt selon trois paramètres : le type forestier (feuillus en vert, mixtes en rosé, résineux en jaunâtre) ; l'activité brute toutes espèces confondues (graduation non linéaire en nombre de contacts/heure sur le pourtour du cercle) ; la richesse spécifique (éloignement du centre du cercle). Chaque angle de polygone représente un site ; plus ce site pointe vers l'extérieur du cercle, plus le nombre d'espèces est important (maximum 13) ; plus ce site se rapproche de 360 ° plus l'activité y est forte.

Les peuplements feuillus étant dominants en surface et en diversité dans la région, ils ont été étudiés sur 47 sites (300 stations ; 141 h 40' d'écoute), contre 27 sites (123 stations ; 106 h 40' d'écoute) pour les résineux et 21 sites (103 stations ; 75 h 15' d'écoute) pour les peuplements mixtes.

Les sites visités, comparés en indice d'activité et en richesse spécifique, donnent un premier aperçu des résultats (Fig. 5). Les sites feuillus ne recueillent jamais moins de 13 contacts/heure, et s'inscrivent majoritairement dans la zone entre 50 et 350 c/h, avec une richesse spécifique le plus souvent supérieure à six espèces. Les sites en peuplements mixtes se dispersent principalement entre 30 et 70 c/h, avec une diversité spécifique moyenne identique à celle des feuillus. Les sites en résineux sont surtout dans la portion entre 3 et 15 c/h, même si quelques sites (principalement en futaie irrégulière) ont des valeurs plus élevées ; la richesse spécifique est généralement inférieure à six espèces.

Cette vision de la valeur des types forestiers par sites permet une meilleure interprétation des valeurs globales (Fig. 6). La richesse spécifique varie peu d'un type à l'autre. Avec 20 espèces, les résineux se retrouvent en position intermédiaire entre feuillus et mixtes ; ainsi, globalement, la plupart des espèces contactées fréquente aussi bien les résineux que les autres types, mais la richesse spécifique sur chaque site y est plus faible (moyenne 4,9 espèces en résineux contre 6,3 pour chacun des deux autres types).

L'activité brute classe feuillus, mixtes et résineux par ordre décroissant, tandis que les espèces spécialistes du sous-bois sont mieux représentées en peuplements mixtes, les résineux ayant une valeur deux fois moindre.

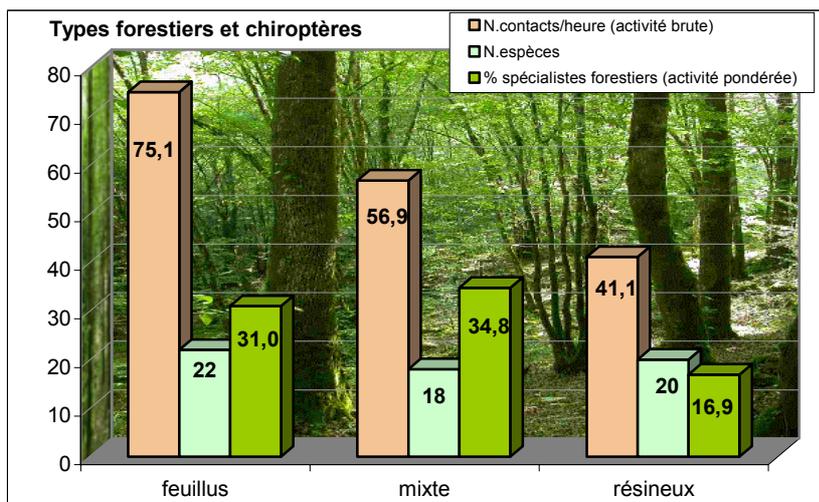


Fig. 6 : Valeurs comparées entre types forestiers pour les paramètres suivants : activité brute toutes espèces confondues (n. contacts/heure) ; richesse spécifique (nombre total d'espèces contactées) ; proportion (%) de l'activité pondérée des espèces spécialistes forestières.

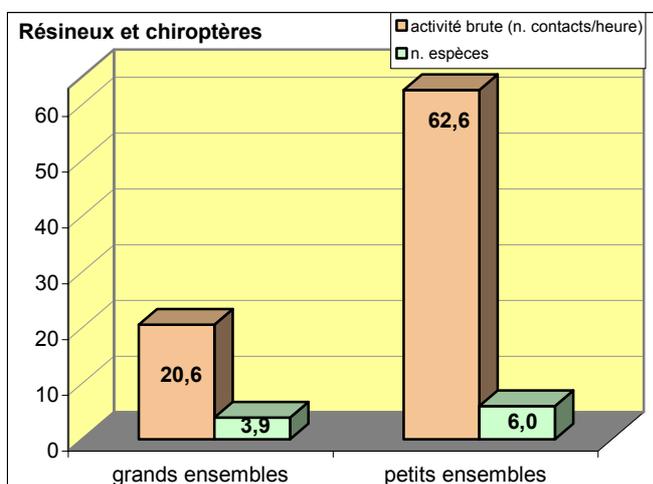


Fig. 7 : Comparaison de l'activité brute et de la richesse spécifique des chiroptères dans les peuplements résineux, selon qu'ils soient en grands massifs ou en parcelles isolées.

Les sites en résineux inventoriés peuvent se classer en deux catégories : les grands ensembles enrésinés de plusieurs dizaines à plusieurs centaines d’hectares (comme le Bois des Echelles dans les Monts d’Ambazac ou le Mont Bessou sur le Plateau de Millevaches), et les parcelles de moins de 30 à 40 hectares en mosaïque avec des peuplements feuillus ou mixtes. Une différence marquée apparaît entre ces deux catégories, aussi bien en ce qui concerne l’activité brute que la richesse spécifique (**Fig. 7**).

Structures forestières :

Trois catégories de structure de peuplement (ou mode de traitement) ont été retenues : la futaie régulière (une seule strate de canopée arborée) a cumulé 152 h 10’ d’écoute, la futaie irrégulière pied par pied (minimum deux strates de canopée arborée et une strate arbustive) avec 123 h 30’ d’écoute, et le taillis sous futaie (TSF) qui comprend un étage dispersé d’arbres de futaie dominant un sous étage uniforme d’arbres sur cépées (47 h 55’ d’écoute). Cette disparité des temps d’écoute entre structures est liée à celle de leurs faciès compositionnels (diversité des essences, seules ou en mélange, entre structures). Il existe quelques cas de taillis de feuillus dominés par des arbres de futaie en essences résineuses, mais ces formations se sont avérées rares, de faibles surfaces et peu homogènes ; la structure TSF ne comprend donc dans nos résultats que des essences feuillues.

A cette échelle d’habitat, l’indice de biodiversité de Shannon est souvent utilisé ; il lui est associé un indice d’équitabilité qui mesure la répartition des abondances relatives entre espèces (GOSSELIN & LAROUSSINIE, 2004). Plus ces indices sont élevés (à concurrence de 1 pour l’indice d’équitabilité) : plus sont importantes la biodiversité (richesse spécifique et abondances relatives) et l’équirépartition des abondances d’espèces, moins l’écosystème est perturbé.

Les deux indices convergent vers un classement qualitatif privilégiant la richesse structurelle des peuplements (**Fig. 8**) : la futaie irrégulière arrive en tête suivie du TSF puis de la futaie régulière.

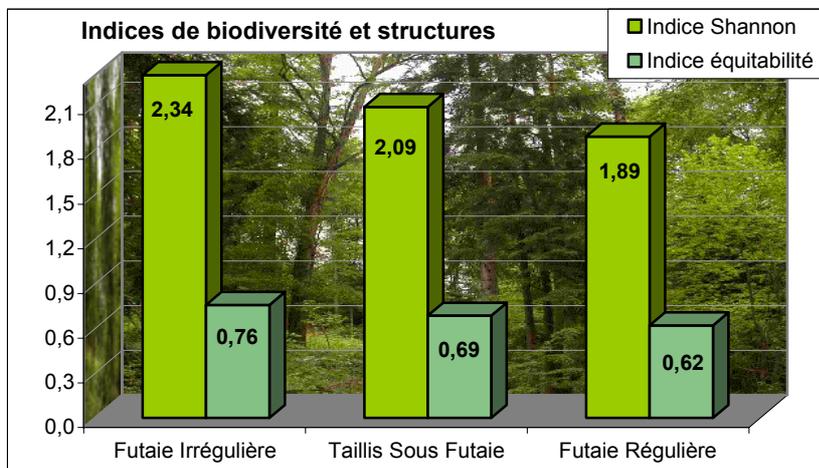


Fig. 8 : Valeurs des indices de Shannon et d’équitabilité entre structures forestières.

La combinaison des types et structures propose un classement plus nuancé à cause de la différence de biodiversité entre feuillus et mixte d’une part, et résineux d’autre part (**Fig. 9**). La futaie irrégulière mixte affiche les indices les plus forts, alors que la futaie régulière résineuse est reléguée en dernière place. La hiérarchie de ces éléments structuraux montre une tendance générale qui semble privilégier la richesse structurelle (même si chez les feuillus la futaie irrégulière est un peu en dessous de la futaie régulière) et discréditer les résineux quel que soit le mode de traitement.

La proportion de l’activité pondérée des chiroptères spécialistes du sous-bois s’avère être un critère d’évaluation particulièrement pertinent, puisqu’il classe les types et structures combinés

exactement dans le même ordre que les indices de biodiversité classiques (Fig. 10). Nous l'utiliserons donc souvent dans la suite de nos évaluations.

L'indice d'activité brut, très influencé par les espèces de lisière (Pipistrelles et Séroline commune) considérées comme moins exigeantes dans leur sélection de l'habitat, n'indique pas la même hiérarchie, tout en privilégiant quand même nettement la futaie irrégulière (feuillus, mixte) et le TSF.

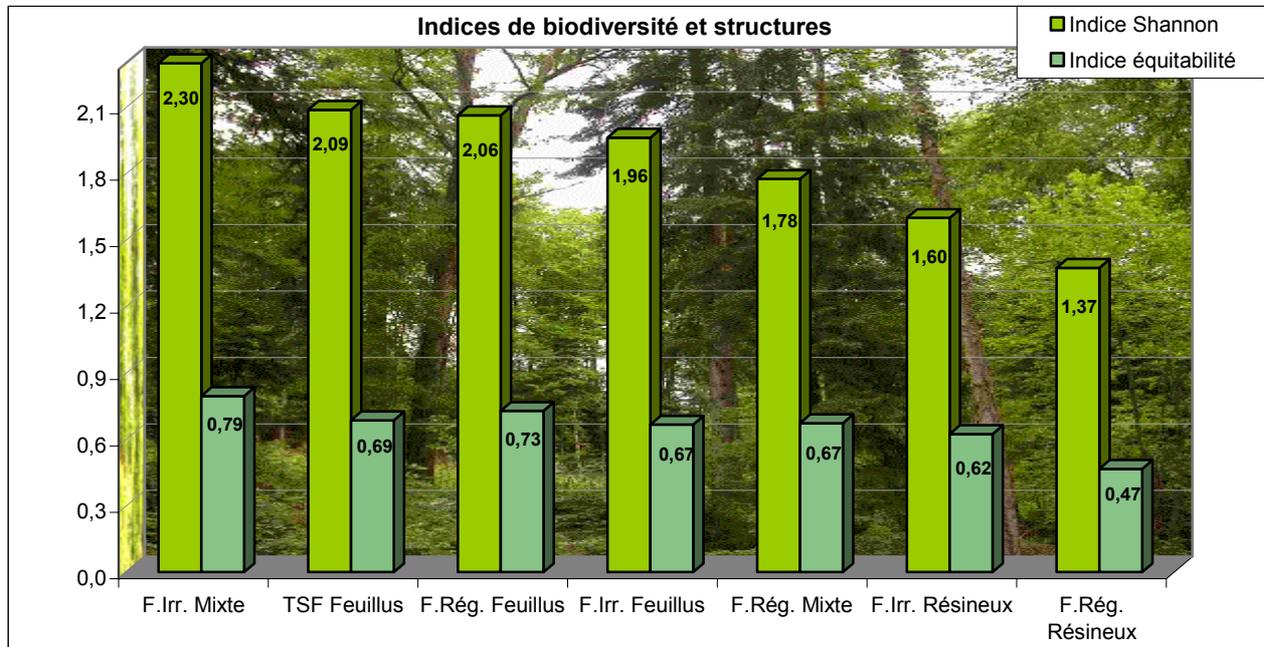


Fig. 9 : Valeurs des indices de Shannon et d'équitabilité entre types et structures combinés. Légende : F.Irr. : Futaie Irrégulière ; F.Rég. : Futaie Régulière ; TSF : Taillis Sous Futaie.

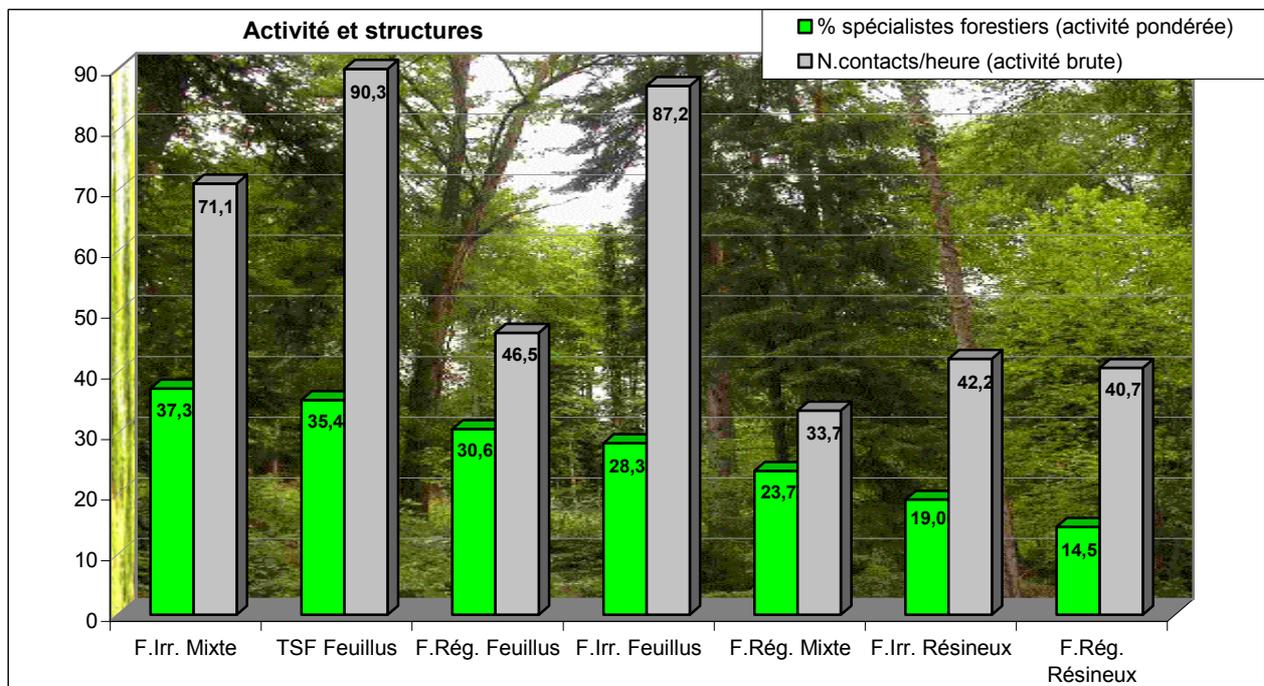


Fig. 10 : Valeurs comparées entre types et structures combinés pour les paramètres suivants : proportion (%) de l'activité pondérée des espèces spécialistes forestières ; activité brute toutes espèces confondues (n. contacts/heure). Légende : F.Irr. : Futaie Irrégulière ; F.Rég. : Futaie Régulière ; TSF : Taillis Sous Futaie.

Tableau 6 : Indices de biodiversité pour chacun des types, structures, types et structures combinés des forêts limousines en fonction de leur utilisation par les chiroptères en chasse ; les espèces notées en vert sont des spécialistes du sous-bois. Légende : F.Irr. : Futaie Irrégulière ; F.Rég. : Futaie Régulière ; TSF : Taillis Sous Futaie. N. esp : Nombre total d'espèces ; N. spéc ss-bois : Nombre d'espèces spécialistes du sous-bois ; Ind pond : Indice d'activité pondéré (n. contacts/heure x coefficient de détectabilité spécifique) ; Ind Sh : Indice de Shannon-Weather ; Ind équ : Indice d'équitabilité ; Ind dom : Indice de dominance ; B. bar : *Barbastella barbastellus* ; E. ser : *Eptesicus serotinus* ; H. sav : *Hypsugo savii* ; M. alc : *Myotis alcaethoe* ; M. bec : *M. bechsteini* ; M. bra : *M. brandtii* ; M. dau : *M. daubentonii* ; M. ema : *M. emarginatus* ; M. myo : *M. myotis* ; M. mys : *M. mystacinus* ; M. nat : *M. nattereri* ; N. las : *N. lasiopterus* ; N. lei : *N. leisleri* ; N. noc : *N. noctula* ; P. aur : *Plecotus auritus* ; P. aus : *P. austriacus* ; P. kuh : *Pipistrellus kuhlii* ; P. nat : *P. nathusii* ; P. pip : *P. pipistrellus* ; P. pyg : *P. pygmaeus* ; R. fer : *Rhinolophus ferrumequinum* ; R. hip : *R. hipposideros* ; V. mur : *Vespertilio murinus*.

Types et Structures	N. esp	N. spéc ss-bois	Ind pond	Ind sh	Ind équ	Ind dom	B. bar	E. ser	H. sav	M. alc	M. bec	M. bra	M. dau	M. ema	M. myo	M. mys	M. nat	N. las	N. lei	N. noc	P. aur	P. aus	P. kuh	P. nat	P. pip	P. pyg	R. fer	R. hip	V. mur	
							Ind pond																							
Mixte	18	12	37,8	2,31	0,80	16,0	2,71	4,94	0,01	0,66	0,33	3,39	0,37	9,85	1,08	1,16	1,40	0,02			1,93	0,40	7,97		33,59		1,00	0,60		
Feuillus	22	12	42,8	2,15	0,69	23,8	8,39	8,58	0,02	0,72	1,31	5,65	0,21	0,33	0,95	2,88	1,58	0,02	0,02	0,02	3,07	0,56	6,52		46,37	0,01	0,07	1,91	0,01	
Résineux	20	12	19,1	1,65	0,55	26,4	3,04	4,61		0,05	0,28	0,80	0,02	0,44	0,41	0,02	0,61	0,02	0,01	0,01	0,98	0,75	5,50	1,46	25,24		0,02	0,09		
Futaie Irrégulière	22	12	42,3	2,34	0,76	21,5	4,08	9,35	0,01	0,93	0,40	5,38	0,35	5,98	0,88	0,90	1,40	0,03	0,01	0,01	2,15	0,65	6,97	1,26	41,36	0,01	0,55	1,05		
Taillis Sous Futaie	21	12	51,6	2,09	0,69	23,2	10,90	9,06	0,02	0,33	2,60	2,20	0,33	0,47	0,43	7,15	1,61	0,04	0,05	0,03	5,00	0,10	7,76		56,97		0,35	3,15	0,02	
Futaie Régulière	21	12	68,3	1,89	0,62	25,4	14,40	10,25	0,03	0,58	1,35	7,78	0,05	1,55	2,74	0,95	3,04		0,02	0,02	3,75	2,20	18,30		82,46		0,35	0,95	0,01	
F.Irr. Mixte	18	12	49,9	2,30	0,79	14,7	2,70	7,19	0,02	1,08	0,10	3,70	0,60	15,35	1,63	1,23	1,92	0,04			2,80	0,20	9,30		40,78		1,45	0,65		
TSF Feuillus	21	12	51,6	2,09	0,69	23,2	10,90	9,06	0,02	0,33	2,60	2,20	0,33	0,47	0,43	7,15	1,61	0,04	0,05	0,03	5,00	0,10	7,76		56,97		0,35	3,15	0,02	
F.Rég. Feuillus	17	11	29,0	2,06	0,73	16,5	9,38	3,95	0,04	0,49	0,38	4,64		0,34	1,92	0,28	1,61		0,01		1,95	0,10	3,40		28,12			0,55	0,01	
F.Irr. Feuillus	19	11	47,4	1,96	0,67	21,4	4,93	12,54		1,35	0,88	10,08	0,33	0,19	0,53	1,10	1,49	0,02	0,01	0,02	2,20	1,45	8,24		53,22	0,02		2,00		
F.Rég. Mixte	14	11	17,4	1,78	0,67	17,6	2,74	1,28			0,70	2,88		0,31	0,17	1,05	0,53				0,50	0,70	5,81		21,87		0,25	0,50		
F.Irr. Résineux	13	8	21,5	1,60	0,62	13,7	4,93	7,52			0,08	0,25		0,43	0,24		0,31	0,06			1,05		1,11	5,39	22,65			0,10		
F.Rég. Résineux	19	12	18,2	1,37	0,47	27,3	2,35	3,52			0,08	0,35	1,00	0,03	0,43	0,48	0,03	0,71		0,01	0,01	0,95	1,05	7,14		26,20		0,05	0,05	

Quels que soient le type ou la structure considérés (séparément ou combinés), *P. pipistrellus* est toujours l'espèce la plus contactée (**Tableau 6**). C'est donc cette espèce qui influence l'indice de dominance de l'activité pondérée. Cet indice indique que la futaie irrégulière résineuse, pourtant placée avant-dernière en biodiversité, est le mode de traitement où la dominance relative de la Pipistrelle commune est la plus faible (notamment en comparaison de la futaie régulière mixte qui a une richesse spécifique comparable). La futaie régulière résineuse affiche à la fois les indices de Shannon et d'équitabilité les plus faibles et l'indice de dominance le plus fort ; ainsi ce mode de traitement s'avère être le plus négatif quels que soient les indices utilisés.

Écotones :

Parmi les éléments structurels d'un peuplement, la nature des interfaces entre le feuillage arboré et son entourage a été testée. La réponse des chiroptères en termes d'activité s'est avérée variable en fonction des quatre écotones les plus caractéristiques des peuplements inventoriés. Deux écotones forment des ouvertures à ciel ouvert, de petite (trouée) ou plus grande (clairière) surfaces ; les deux autres sont sous couvert de la canopée, avec (chemin sous-bois) ou sans (sous-bois) couloir de vol caractérisé formant un tunnel sous les frondaisons.

La première catégorie (lisières) non seulement cumule plus d'activité que la seconde (sous-bois), mais elle diminue le différentiel d'activité brute entre les types forestiers (**Fig. 11**). Ces deux phénomènes sont dus à l'attractivité des trouées et clairières pour les espèces de lisière (Pipistrelles et Sérotine commune principalement, même si ces espèces chassent également parfois en sous-bois), qui sélectionnent positivement l'effet de lisière quel que soit le type forestier ; les espèces de sous-bois suivent une tendance inverse (**Fig. 12**). Les peuplements feuillus restent cependant plus fréquentés quel que soit l'écotone, et les résineux sont particulièrement délaissés en l'absence d'effet de lisière à ciel ouvert.



Fig. 11 : Activité brute toutes espèces de chiroptères confondues, comparée entre types et écotones forestiers.

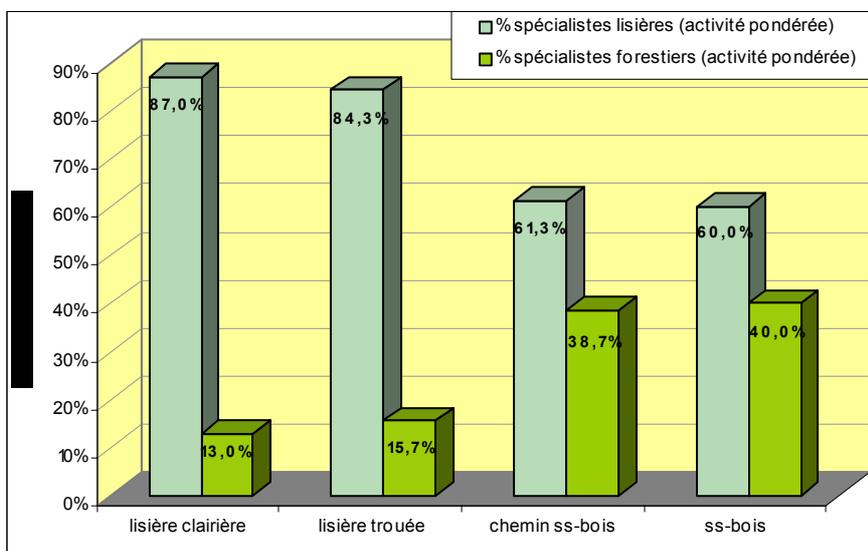


Fig. 12 : Proportions comparées de l'activité pondérée des espèces chassant en lisières et les espèces spécialistes du sous-bois, entre les écotones forestiers étudiés.

Essences :

L'essence dominante de l'étage arboré supérieur est supposée influencer l'activité des chiroptères, par la disponibilité en proies que génèrent son bois et son feuillage, par sa tolérance au développement de sous-étages (pouvant être inhibés par une trop faible lumière ou des composés chimiques agressifs) et le cas échéant par le type de traitement sylvicole qui lui est associé.

Les chênes sont les plus attractifs (**Fig. 13**). Le Chêne rouge d'Amérique *Quercus rubra*, essence introduite, affiche des valeurs proches des feuillus autochtones en activité brute, et même supérieure en activité pondérée des spécialistes forestiers ; il attire en revanche seulement neuf espèces de chiroptères (dont 6 spécialistes du sous-bois) au lieu des vingt (dont 12 spécialistes du sous-bois) rencontrés en chênaies indigènes (*Q. robur* et *Q. petraea*) ; ces résultats auraient mérités d'être consolidés par un échantillonnage plus élevé en nombre de sites (3 sites et 8 stations pour le Chêne rouge contre 55 sites et 204 stations pour les Chênes indigènes) qui aurait induit une pression d'écoute supérieure (10 h pour le Chêne rouge contre 82 h pour les Chênes indigènes), mais il fut difficile de trouver des parcelles de Chêne rouge matures de surface significative.

Le Hêtre *Fagus sylvatica* a des valeurs très proches des chênes indigènes, si ce n'est l'activité brute inférieure qui témoigne d'une attractivité moindre vis-à-vis des espèces de lisières.

Le Pin sylvestre *Pinus sylvestris*, seule essence résineuse reconnue indigène en Limousin, est moins fréquenté que le Sapin pectiné *Abies alba* (indigène en Auvergne, toute proche) qui arrive en tête des résineux.

L'Épicéa commun *Picea abies* s'avère être le moins attractif ; cela peut être dû au mode de traitement réservé à cette essence en Limousin : futaies équiennes rarement éclaircies et récoltées bien avant maturité.

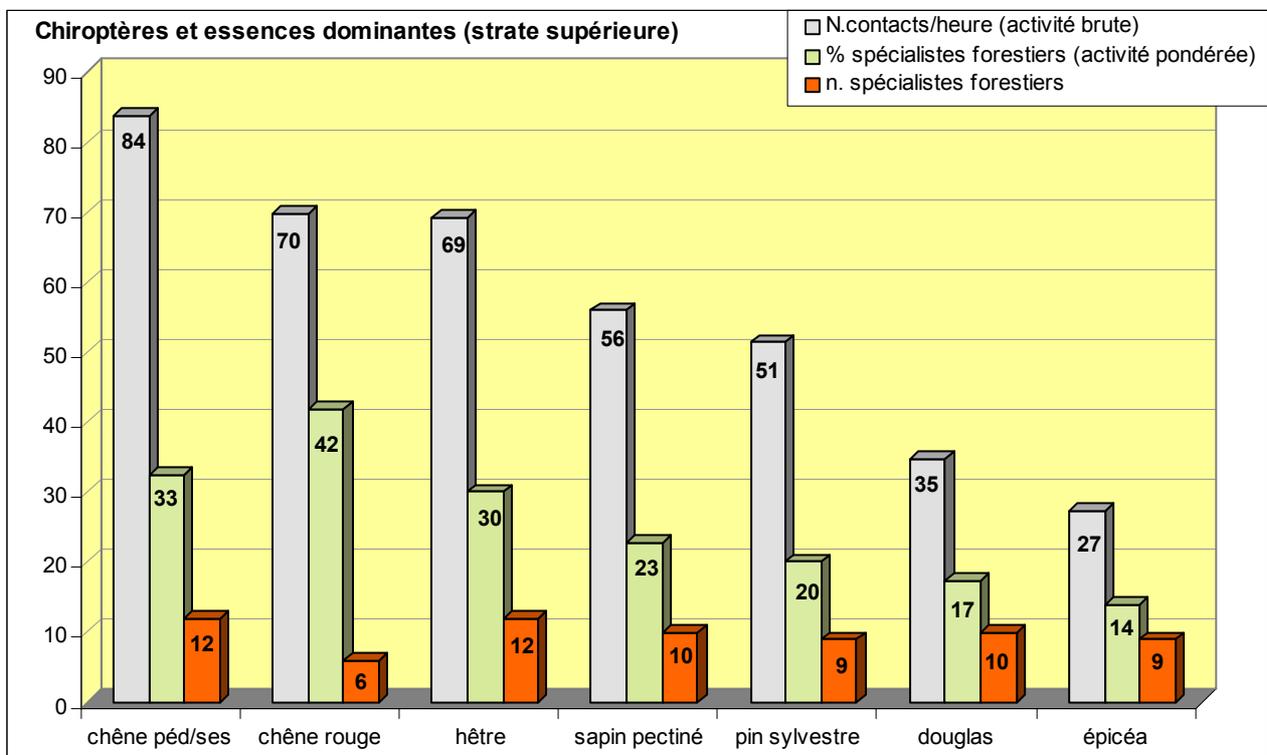


Fig. 13 : Valeurs comparées entre essences dominantes de l'étage supérieur pour les paramètres suivants : activité brute toutes espèces de chiroptères confondues (n. contacts/heure) ; proportion (%) de l'activité pondérée des chiroptères spécialistes forestiers ; richesse spécifique en chiroptères spécialistes du sous-bois.

Le Douglas *Pseudotsuga menziesii* est l'essence résineuse la plus plantée en Limousin (10 % de la surface forestière en 2000 - sources IFN), et le mode de traitement est, à de très rares exceptions près, la futaie régulière avec récolte en coupe rase entre 40 et 60 ans. Cette essence d'origine nord américaine devenue spontanée en Limousin peut s'implanter naturellement dans des friches forestières et donner çà et là des peuplements mixtes irréguliers. Enfin, quelques très rares gestionnaires, comprenant le pouvoir de régénération naturelle remarquable de cette essence pionnière, mènent des parcelles en futaie irrégulière. Notre échantillonnage sur les futaies régulières monospécifiques de Douglas (31 h 20') a été, par force, supérieure à celui des autres types de traitement (15 heures chacun).

Nos résultats comparés entre essences classent le Douglas comme très peu attractif pour les chiroptères (Fig. 13) ; la ventilation des données entre modes de traitement donne une vision plus précise (Fig. 14). Lorsque le Douglas est dominant (en nombre de pieds) mais en mélange avec des feuillus autochtones, l'indice brut d'activité est intermédiaire entre les valeurs moyennes des peuplements mixtes (56,9 c/h) et résineux (41,1 c/h) ; c'est en futaie régulière qu'il est le plus faible, bien en dessous de l'indice global des résineux en futaie régulière (40,7 c/h) ; cette infériorité se retrouve également en futaie irrégulière, puisque l'indice global des résineux en futaie irrégulière est de 42,2 c/h. Un mélange d'essences accompagnatrices feuillues même minoritaires améliore ainsi considérablement l'attractivité du Douglas pour les chiroptères toutes espèces confondues. L'activité pondérée des chiroptères spécialistes forestiers ne montre en revanche pas de différences significatives ; ce constat semble directement lié aux différences de pression d'écoute : la présence des espèces spécialistes du sous-bois est plus difficile à révéler (faible intensité d'émission, comportement de chasse solitaire) que celle des espèces de lisières, et nécessite donc un temps d'écoute plus long. Or les futaies régulières de Douglas, avec plus de 31 h d'écoute, ont révélées 10 espèces de sous-bois contre 6 espèces en futaie irrégulière (15 heures d'écoute) et 5 espèces en mixte (15 heures d'écoute). Pour chaque espèce qui a la particularité d'être présente dans les trois catégories, l'indice pondéré est toujours inférieur en futaie régulière ; mais le nombre total d'espèces, supérieur pour cette structure (grâce à la pression d'écoute plus forte), lui donne de manière biaisée le léger avantage visible dans la Fig. 14.

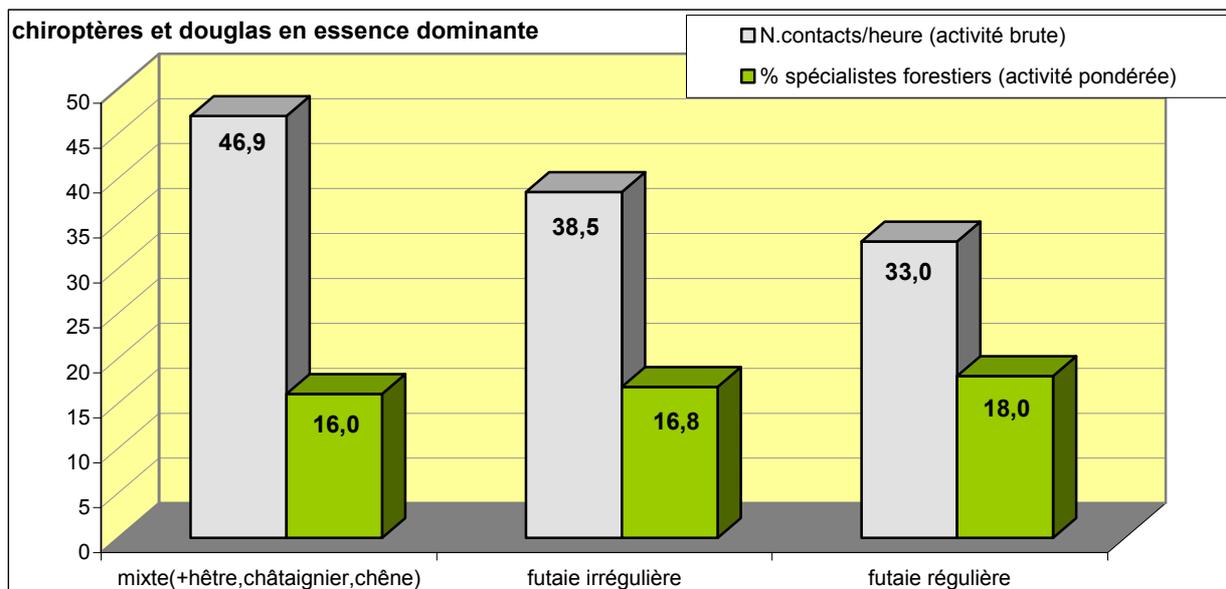


Fig. 14 : Attractivité du Douglas en tant qu'essence dominante de l'étage supérieur pour les chiroptères : activité brute toutes espèces confondues (n. contacts/heure) ; proportion (%) de l'activité pondérée des spécialistes forestiers.

En futaie irrégulière ou en taillis sous futaie, la strate arborée intermédiaire représente une surface de feuillage et un volume de bois non négligeables voire dominants. Les essences dominant cet étage (avec une couverture supérieure à 60 %) sont donc censées influencer l'attractivité du peuplement pour les arthropodes et leurs prédateurs.

Parmi les essences cumulant un temps d'écoute significatif, le Charme, le Châtaignier et les Chênes indigènes ont des indices bruts d'activité très proches (**Fig. 15**). Le Charme rassemble un cortège spécifique important (20 espèces de chiroptères dont 11 spécialistes du sous-bois) : rare au-dessus de 500 m d'altitude et sur les sols acides, il a été principalement rencontré sur les stations d'écoute des vallées de la Dordogne et de la Vienne, rares lieux où l'on peut rencontrer les trois espèces du genre *Nyctalus* et *V. murinus* en plus du cortège habituel. La richesse spécifique totale plus faible du Châtaignier (14 espèces) et des Chênes (15 espèces) ne concerne pas les spécialistes du sous-bois, puisque les valeurs entre essences sont très proches. Les différences s'expriment surtout dans la proportion d'activité pondérée des spécialistes du sous-bois : elle est plus basse pour le Charme que pour les autres feuillus, le Châtaignier est en tête des essences testées et le Sapin pectiné, seul résineux cumulant un temps d'écoute significatif, arrive en dernière position. Ainsi, concernant notre critère bio indicateur clé de l'activité des espèces forestières spécialisées, le Châtaignier, emblème de la région (ROUAUD *et al.*, à paraître), s'avère être une essence secondaire intéressante.

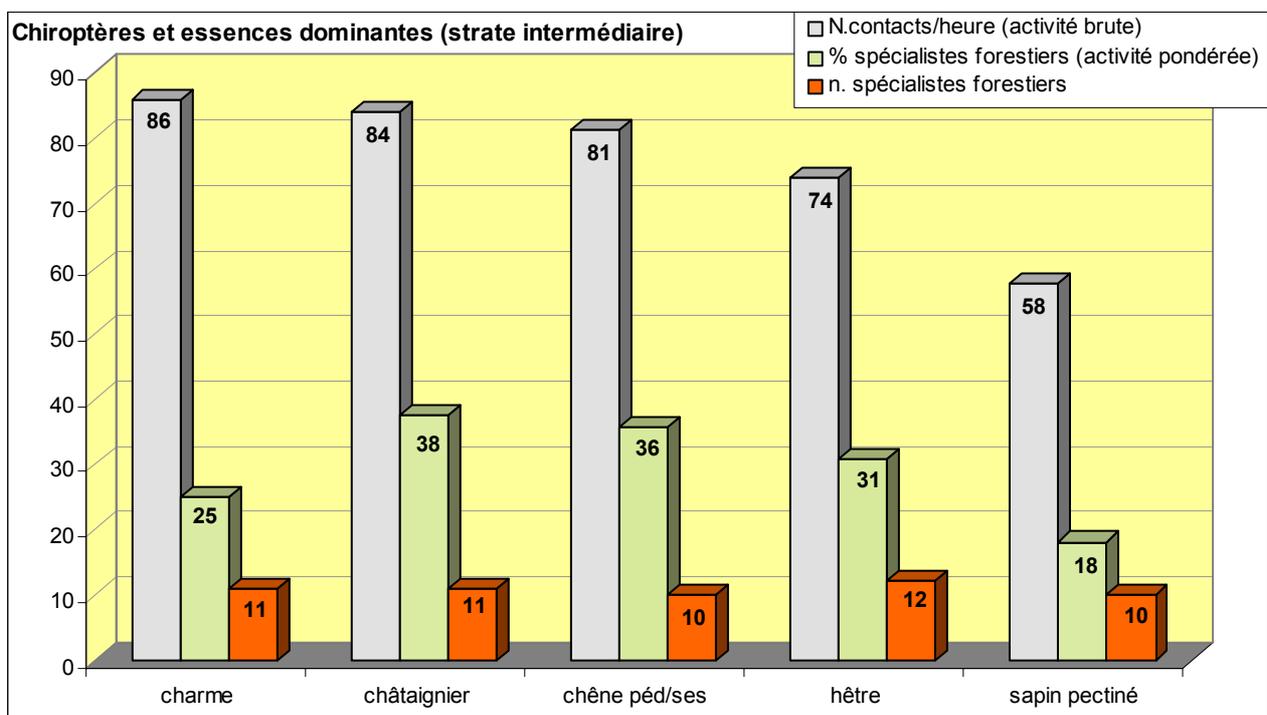


Fig. 15 : Valeurs comparées entre essences dominantes de l'étage intermédiaire pour les paramètres suivants : activité brute toutes espèces de chiroptères confondues (n. contacts/heure) ; proportion (%) de l'activité pondérée des chiroptères spécialistes forestiers ; richesse spécifique en chiroptères spécialistes du sous-bois.

Age :

L'âge des arbres de la strate arborée supérieure a été évalué en fonction d'un référentiel tenant compte de l'allure de l'arbre (architecture générale, diamètre et état du tronc, structure de

l'écorce...) et des caractéristiques de la station (nature et profondeur du sol, pente et exposition...). Il correspond ainsi plus à la façon dont les arbres structurent le sous-bois et accueillent la faune saproxylique qu'à l'âge réel (par ailleurs difficile à connaître, et moins informatif dans le cadre des objectifs de cette étude). Une tendance globale indique que l'activité semble augmenter avec l'âge structurel des arbres (Fig. 16).

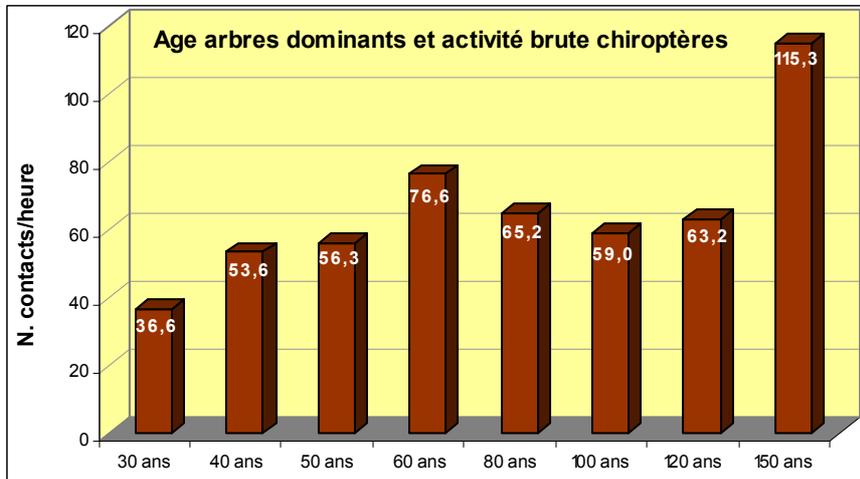


Fig. 16 : Activité brute des chiroptères toutes espèces confondues en fonction de l'âge des arbres de la strate arborée supérieure.

Strates :

La couverture de la strate arborée supérieure et celle de la strate arborée intermédiaire influencent l'activité brute des chiroptères selon des tendances inverses. Plus la strate supérieure est dense, moins l'activité est forte (Fig. 17) : une canopée disruptive augmente l'effet de lisière, ce qui favorise l'activité des Pipistrelles et de la Sérotine commune, dominantes dans nos résultats quantitatifs ; cette tendance est cohérente avec les valeurs se rapportant aux écotones, qui donnent un rôle important aux trouées (Fig. 11). L'absence de strate intermédiaire a un effet négatif (Fig. 18), ce qui corrobore les résultats en faveur de la futaie irrégulière.

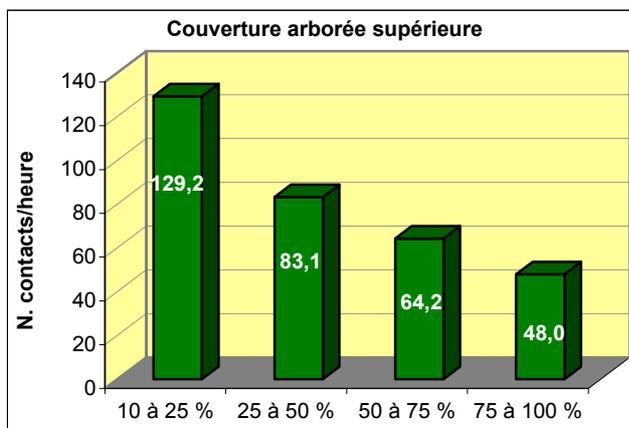


Fig. 17 : Activité brute des chiroptères toutes espèces confondues en fonction de la couverture de la strate arborée supérieure.

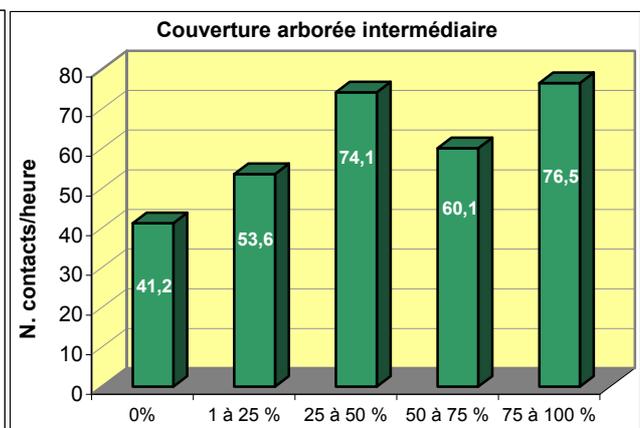


Fig. 18 : Activité brute des chiroptères toutes espèces confondues en fonction de la couverture de la strate arborée intermédiaire.

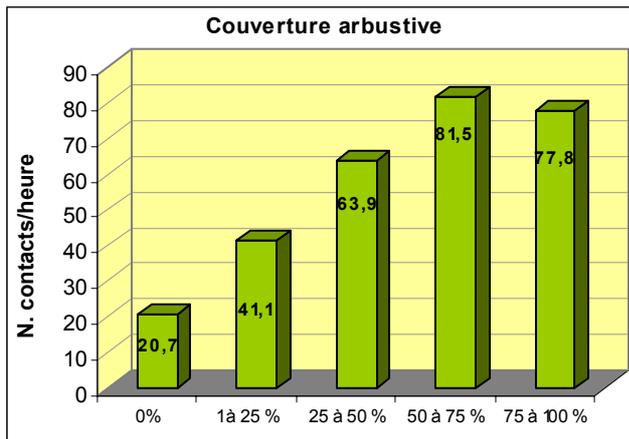


Fig. 19 : Activité brute des chiroptères toutes espèces confondues en fonction de la couverture de la strate arbustive.

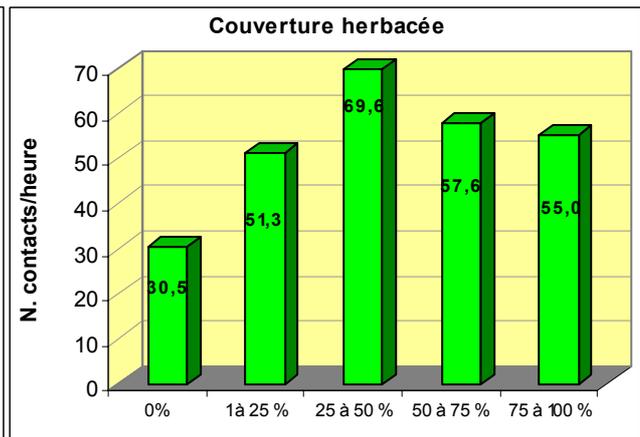


Fig. 20 : Activité brute des chiroptères toutes espèces confondues en fonction de la couverture de la strate herbacée.

La couverture des strates de sous-bois est corrélée positivement à l'activité brute, leur absence est un facteur limitant tant pour la strate arbustive (ligneux < 4 m de hauteur) que pour la strate herbacée/ buissonnante (mousses, graminées, ronces, fougères...). Les chiroptères sont attirés par une couverture arbustive supérieure à 50 % (**Fig. 19**). La couverture herbacée montre un maximum d'activité entre 25 et 50 % (**Fig. 20**) ; au-dessus l'activité reste moyenne, ce qui est sans doute à mettre en relation avec le maximum de couverture arbustive : la densité forte de cette dernière empêche un développement herbacé important. La hauteur de la couverture herbacée semble influencer également l'activité : les formations basses (mousses, herbes rases) recueillent 47,3 c/h alors que les formations plus hautes (herbes, ronces, fougères > 20 cm de hauteur en moyenne) recueillent 66,6 c/h. Il est important de noter que ces influences sont déconnectées de l'effet « essence » et de l'effet « écotone » : les essences d'ombre (Hêtre, Sapin) comme celles de lumière (Chênes spp, Pin sylvestre) et les écotones de sous-bois comme ceux de lisière (trouée, clairière) sont plus attractifs pour les chiroptères en chasse lorsque les couvertures herbacée et arbustive sont supérieures à 25 %.

Ainsi il ressort de cette analyse que l'optimum pour l'activité des chiroptères est un peuplement irrégulier richement structuré horizontalement et verticalement.

DISCUSSION

Modes de traitement :

Les relevés effectués dans la présente étude ne concernent que des classes d'âge supérieures à 30 ans. En futaie irrégulière (où plusieurs classes d'âge sont présentes sans rupture temporelle) ce paramètre de l'âge est secondaire ; mais il devient primordial en futaie régulière où des cycles courts de moins de 100 ans (comprenant : coupe rase, fourré, gaulis, perchis, futaie) entraînent une rupture régulière de l'ambiance forestière traumatisante pour la flore et la faune spécialisées. C'est ainsi que la richesse spécifique et l'activité des chiroptères sont drastiquement altérées durant les stades de fourré et de gaulis (BAS & BAS, 2011), non étudiés ici, ce qui accentue encore l'effet négatif de la futaie régulière pour les spécialistes forestiers.

Dans leur synthèse sur la biodiversité forestière, GOSSELIN & LAROUSSINIE (2004, p. 151) indiquent que pour de nombreux indicateurs [Bryophytes, flore vasculaire, invertébrés (coléoptères carabiques essentiellement) et oiseaux chanteurs], la biodiversité maximale à l'échelle du paysage ne dépend pas d'un seul mode de traitement, mais de la juxtaposition de tous les modes (futaies régulières et irrégulières, réserve intégrale, taillis sous futaie et taillis), avec une majorité de surface en réserve intégrale et/ou en futaie irrégulière.

La richesse spécifique en chiroptères augmente avec le degré de naturalité de la forêt, les parcelles les plus anciennes favorisant notamment le cortège restreint des espèces à fortes exigences écologiques (BAS & BAS, 2011). Pour les oiseaux, la richesse spécifique est plus grande en taillis sous futaie qu'en futaie régulière (THIOLLAY *et al.*, 1994). Elle est également plus grande en futaie irrégulière qu'en futaie régulière, que ce soit en feuillus (MULLER, 1999) ou en résineux (LEBRETON *et al.*, 1987). La diversité ornithologique augmente avec le nombre de strates (BLONDEL *et al.*, 1973) ; l'indice de diversité de Shannon traduit la présence de quelques individus appartenant à de nombreuses espèces plutôt que le contraire. Un effort considérable serait à accomplir vers la régénération naturelle, surtout en forêt privée qui cumule 80% de plantations au niveau national (Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, 2000).

La futaie régulière est en cause dans la baisse de biodiversité notamment à cause des coupes rases qu'elle implique. L'abondance et la richesse des espèces forestières diminuent après la coupe et la baisse est plus forte dans les coupes rases par rapport aux coupes partielles ; le maintien d'arbres adultes permet donc au groupe des espèces forestières de moins décliner (GOSSELIN & LAROUSSINIE, 2004, p. 162). Les perturbations du sol liées aux travaux forestiers ont plus d'impact sur les changements de végétation que le type de coupe (GOSSELIN & LAROUSSINIE, 2004, p. 165).

Pour les oiseaux, la richesse spécifique est souvent plus forte en début de succession (avec un maximum d'espèces nichant au sol dans la végétation buissonnante) et en fin de succession, cette dernière phase privilégiant l'avifaune forestière type (davantage d'espèces sédentaires et cavernicoles) absentes des autres phases de succession. Le seuil de surface de coupe rase au-delà duquel on constate une dégradation du caractère forestier des communautés biologiques est de deux hectares, la surface optimale se situant en dessous de 0,5 ha (DU BUS DE WARNAFFE, 2002 ; MOORMAN & GUYNN, 2001). Le maintien d'îlots de sénescence ou d'arbres âgés isolés est bénéfique lors de coupes supérieures à un hectare ; la présence permanente de parcelles âgées aux alentours des zones d'exploitation empêche une rupture dans la présence des espèces spécialisées. Pour conserver à l'échelle du paysage des espèces non forestières, on peut prévoir sur les très grands massifs quelques coupes rases supérieures à deux hectares, à condition de limiter leur nombre et disséminer leur répartition spatiale (DU BUS DE WARNAFFE, 2002).

La durée des cycles entre coupes rases a des conséquences importantes pour les espèces forestières spécialisées qui nécessitent un écosystème de forêt mature avec un minimum de stabilité temporelle à l'échelle d'un massif. L'allongement des cycles sylvoles à 150 ans minimum est favorable aux espèces forestières (faune et flore) à faible capacité de colonisation (HALPERN & SPIES, 1995 ; CURTIS, 1997 ; MULLER, 1995). Au contraire un raccourcissement des rotations avec des travaux forestiers réguliers entraînent une baisse drastique voire une disparition des populations comme cela a été constaté en forêt de Tronçais pour les rapaces (FOMBONNAT, 2004). Une durée inférieure à un siècle pour les cycles de futaie régulière se justifie souvent pour le gestionnaire qui privilégie des essences à croissance rapide (Douglas et Chêne rouge par exemple), mais elle est un facteur limitant très important pour la biodiversité. Ce paradoxe peut être résolu par le passage en futaie irrégulière, cette dernière atténuant l'influence du critère d'âge du peuplement grâce à l'absence de phase de rupture dans la couverture et l'ambiance forestière à l'échelle d'une parcelle (OTTO, 1998).

Ecotones :

Les trouées forestières sont un des paramètres structuraux caractéristiques des forêts naturelles (présence de chablis) ; leur influence est positive sur l'activité des chiroptères à condition qu'elles restent un élément ponctuel : les futaies régulières au stade de la dernière éclaircie, avec leurs houppiers distants, entraînent une perte drastique de richesse spécifique et d'abondance d'activité (JUNG *et al.*, 2012). Une trouée, par l'augmentation de la valeur de l'éclairement au sol, favorise le développement de strates herbacée, buissonnante et arbustive ; ces ecotones contiennent une diversité et une abondance d'arthropodes plus importantes que les milieux fermés ou ouverts attenants, et ceci quel que soit le type de peuplement (DAJOZ, 1998). L'effet positif d'une lisière plus ouverte (clairière ou prairie) sur l'abondance concerne surtout les espèces communes d'insectes et d'oiseaux et peu les spécialistes forestiers (DUELLI *et al.*, 1990 ; HELLE & MUONA, 1985) ; il en est de même pour les chiroptères dans nos résultats.

C'est surtout l'augmentation de température et de lumière à proximité de la lisière qui influence positivement la distribution des invertébrés (KREMSATER & BUNNELL, 1999).

Une étude menée en Limousin sur le Murin de Bechstein, considéré comme une espèce forestière parmi les plus spécialisées (MESCHEDÉ & KELLER, 2003), a montré que les trouées forestières (générées naturellement par la tempête de décembre 1999) étaient sélectionnées positivement par les individus en chasse dans les sous-bois de feuillus, car elles enrichissaient les strates de végétation du sous-bois par taches, et par conséquent la productivité en insectes (BARATAUD *et al.*, 2009).

Essences :

L'activité de chasse des chiroptères est presque toujours supérieure dans les peuplements feuillus par rapport aux résineux, les peuplements mixtes occupant une position intermédiaire (ADAMS *et al.*, 2009 ; GRANDJEAN, 2011 ; KUSCH *et al.*, 2004 ; ZAHN *et al.*, 2004). Cependant il est souvent reconnu comme difficile de déconnecter l'influence de l'essence du contexte structural : le mode de traitement associé reste un élément important (GRANDJEAN, 2011 ; JUNG *et al.*, 2012). Ainsi LAGUET (2008) note dans des peuplements des Alpes un indice d'activité dans les résineux supérieur à celui des feuillus, mais les premiers sont en futaie irrégulière alors que les seconds sont en formation serrée (taillis denses).

Concernant la richesse spécifique globale (faune et flore) en forêt, les tendances générales de nombreuses études montrent que les conifères abritent moins de diversité que les feuillus, que les essences exotiques abritent moins de diversité que les essences indigènes, que les peuplements conifères abritent moins de diversité que les mélanges conifères et feuillus, que les peuplements pauvres en essences abritent moins de diversité que les peuplements riches en essences. Ces énoncés généraux ne doivent pas conduire à privilégier systématiquement les peuplements mélangés de feuillus autochtones partout où c'est possible ; ce serait une erreur à l'échelle du paysage, puisque les compositions en espèces forestières sont différentes entre conifères et feuillus et entre peuplements purs et peuplements mélangés (GOSSELIN & LAROUSSINIE, 2004, p. 128).

Les différences de biodiversité entre conifères et feuillus pourraient être dues au fait que les feuilles de conifères sont moins facilement assimilables par les phytophages et les décomposeurs et composent une litière plus acide que les feuillus (HUNTER, 1990, p. 37 ; AUGUSTO *et al.*, 2002) ; par suite, les conifères supportent moins de prédateurs dans le houppier (KENNEDY & SOUTHWOOD, 1984) et fournissent moins de matière organique fécale dans la litière. Les analyses de CORNELISSEN (1996) montrent que globalement les arbres à feuillage caduque ont des feuilles qui se dégradent plus vite que les arbres à feuillage persistant, avec quand même quelques différences fortes : les Fagacées se décomposent aussi lentement que les Pinacées ; les Bétulacées, Rosacées et Salicacées (par ordre croissant) se décomposent beaucoup plus vite que les Pinacées. Les Chênes, le Mélèze et les Pins semblent avoir une influence favorable sur la diversité des organismes de la litière (GOSSELIN & LAROUSSINIE, 2004, p. 130) ; d'une façon générale les

essences pionnières et de lumière sont plus favorables (GOSSELIN & LAROUSSINIE, 2004, p. 144), ce qui plaide pour le maintien des pionniers comme le Saule marsault, le Bouleau, le Tremble, le Merisier, etc. lors des coupes d'éclaircies.

Les mélanges feuillus-conifères et les peuplements purs feuillus sont plus favorables à la biodiversité que les peuplements purs résineux ; pour les mélanges entre feuillus, les résultats sont moins tranchés (GOSSELIN & LAROUSSINIE, 2004, p. 139). Parfois le mélange a un effet synergique, la composition de la communauté d'espèces associée au peuplement mélangé n'est pas la simple moyenne des communautés liées à chaque essence. Ce résultat peut s'expliquer par le fait que certaines espèces trouvent des ressources complémentaires dans différentes essences, qu'elles ne trouvent plus en peuplements purs d'une des deux essences (GOSSELIN & LAROUSSINIE, 2004, p. 141). La richesse spécifique (faune-flore) est parfois plus grande dans des agrégats feuillus au sein de plantations résineuses qu'en mélange intime (FRENCH *et al.*, 1986) ; mais pour les oiseaux un mélange intime feuillus-conifères peut être plus riche que des agrégats ou de grandes parcelles feuillues (BIBBY *et al.*, 1989).

En première approche, les sapinières ont une richesse en avifaune plus importante que les douglasaies et les pessières ; mais l'influence de la structure semble prédominante : les pessières et douglasaies sont souvent associées à une sylviculture plus intensive (GOSSELIN & LAROUSSINIE, 2004, p. 130). Toujours dans le cas des oiseaux chanteurs, les différences entre essences peuvent s'expliquer par trois facteurs sylvicoles corrélés aux essences : la surface terrière (plus elle augmente plus l'abondance et la richesse spécifique en oiseaux diminue), l'hétérogénéité de l'espacement entre les troncs (relation positive avec l'abondance et la richesse spécifique) et les recouvrements des différentes strates (LEBRETON *et al.*, 1987).

Dans une étude sur les espèces d'insectes phytophages (quatre ordres échantillonnés : coléoptères, lépidoptères, homoptères et hétéroptères) associées aux arbres, SOUTHWOOD (1961) montre que les essences les plus riches sont les Chênes européens *Quercus* spp (284 espèces d'insectes associés), les Saules *Salix* sp (266 espèces) et les Bouleaux *Betula* spp (229 espèces) ; le résineux le plus riche est le Pin sylvestre *Pinus sylvestris* (91 espèces), l'Épicéa *Picea abies* arrivant en seconde position avec 37 espèces ; les essences introduites sont d'autant plus pauvres en entomofaune qu'elles se situent loin de leur zone de répartition naturelle, qu'elles sont éloignées phylogénétiquement des essences présentes naturellement sur la zone d'introduction, et que leur implantation est récente.

Les feuillus ont aussi l'avantage d'être mieux sélectionnés par les Pics pour creuser leurs loges, les résineux n'étant utilisés qu'après leur mort la plupart du temps. Or la capacité d'accueil d'une forêt pour les chiroptères se mesure aussi en nombre de gîtes de repos diurnes, de mise bas, et d'hibernation (TILLON, 2005).

Selon l'indicateur 4.5 du Ministère de l'Agriculture et de la Pêche (2000), 6 % des forêts françaises sont couverts par des essences exogènes (cette catégorie ne comprend pas les résineux européens comme le Sapin pectiné ou l'Épicéa commun plantés loin de leur aire naturelle). Cette proportion est triple en Limousin (19,2 % en 2002 ; source IFN), ce qui constitue pour la flore et la faune locales un enjeu d'adaptation qui aura d'autant plus de difficulté à s'accomplir que les bouleversements continueront de manière massive et rapide.

PRECONISATIONS DE GESTION

Cette étude conforte les résultats de nombreux travaux démontrant une corrélation positive entre la biodiversité et le degré de naturalité des forêts ; mais elle précise à l'échelle d'une région, ce qui semble être novateur, les interactions entre les chiroptères (richesse spécifique et niveau d'activité) et de nombreux types de peuplements forestiers (structuration, mixité, essences...). Elle apporte aussi des éléments originaux sur des essences exogènes actuellement prisées par les gestionnaires forestiers limousins, à savoir le Douglas et dans une moindre mesure le Chêne rouge.

Il s'en dégage des éléments de synthèse utiles aux orientations à prendre par les différents acteurs de l'espace forestier (administrations, collectivités locales et territoriales, conservatoires des espaces naturels, professionnels de la filière bois, propriétaires) désireux de concilier biodiversité et production de bois :

1. à l'échelle du paysage :
 - a. favoriser la concertation entre propriétaires et gestionnaires pour créer ou maintenir une mosaïque compositionnelle (essences feuillues et résineuses différentes au moins d'une parcelle à l'autre) et structurelle (variation des modes de traitement d'une parcelle à l'autre), selon les exigences des essences concernées et les objectifs de production ;
 - b. au sein des grands massifs forestiers voués (ou susceptibles de l'être à terme) à la production de bois, favoriser l'acquisition d'îlots forestiers matures ou âgés par des organismes à but conservatoire ; la surface de ces îlots, selon la surface globale du massif, devra être de quelques hectares à quelques dizaines d'hectares ; ils seront si possible dispersés dans le massif ; le principe de gestion sur ces parcelles sera principalement basé sur la non intervention pour permettre l'évolution naturelle des successions et assurer à la faune et à la flore spécialisées un minimum de refuges non perturbés ;
2. à l'échelle de la parcelle :
 - a. limiter l'usage de la coupe rase à des surfaces inférieures ou égales à un hectare (l'optimum étant de 0,4 ha environ) ;
 - b. pour les propriétés de grandes surfaces ou les regroupements de propriétaires, tendre soit vers des unités de gestion de petite surface (un hectare ou moins) avec une diversité d'essences et de classes d'âge d'une parcelle à l'autre (irrégularité par bouquets), soit vers la régénération naturelle et l'irrégularité pied par pied ;
 - c. favoriser la transition des futaies régulières actuelles (douglasaies, sapinières, pessières, hêtraies) vers la futaie irrégulière pied par pied, en favorisant le mélange d'essences ;
 - d. lors des coupes rases ou d'éclaircies, conserver les feuillus morts ou sénescents ; ils ne gênent jamais la production et maintiennent une capacité d'accueil en gîtes pour les oiseaux et les chiroptères cavicoles forestiers ;
 - e. lors des coupes d'éclaircies, épargner les tiges de pionniers (ou post-pionniers), notamment les feuillus (Bouleau, Saules, Tremble, Merisier, Châtaignier, Chêne, etc.) ; ils ne gênent jamais l'essence de production et augmentent la biodiversité. Pour ces deux mesures (d. et e.), un effort particulier d'information auprès des entreprises de bûcheronnage doit être mené de la part des gestionnaires et propriétaires, car c'est souvent de la propre initiative des bûcherons que ces arbres sont éliminés pour « nettoyer » la parcelle de tout ce qui n'est pas jugé intéressant ;
 - f. ne jamais éliminer l'étage arbustif d'un peuplement ; dans le cas où la densité de cet étage gêne la régénération naturelle (cas fréquent avec le houx), réduire la couverture arbustive par taches sans élimination complète.

REMERCIEMENTS

Cette étude, réalisée sous l'égide du Groupe Mammalogique et Herpétologique du Limousin, a bénéficiée de l'aide financière de l'Etat (DRAE Limousin), de l'Europe (FEDER) et du Conseil régional du Limousin.

Il nous est très agréable de remercier les personnes qui ont effectué un travail de recherche de parcelles ou d'accompagnement lors des relevés de terrain : Julien Barataud, Christian Couartou (GMHL) ; Mathieu Bonhomme (Conservatoire des Espaces Naturels du Limousin) ; Laurent Guillaud (Chauve-souris Auvergne) ; Hans Kreuzler (technicien forestier indépendant) ; Thomas Darnis, David Rochas (Office National des Forêts) ; Michel Defaye, Gérard Lemaire, Claude Nigen (Centre Régional de la Propriété Forestière).

Enfin, merci aux propriétaires qui nous ont accueillis sur leurs parcelles, notamment : Messieurs Dominique Padirac (Mercoeur), François Polidor (St-Julien-aux-Bois) et Dominique Portrait (Gouilles) ; l'Office National des Forêts (FD de Chabrières, des Farges, de la Vergne, de La Geneste) ; le Conservatoire des Espaces Naturels du Limousin (sites de Barlette – St-Sylvestre ; Vieille Eglise – St-Pantaléon-de-Lapleau ; des Rochers Noirs – Soursac).



Futaie mélangée (Douglas dominant) du Puy du Tronc (Mercoeur - 19), propriété de Dominique Padirac et gérée grâce aux conseils de Claude Nigen (CRPF) ; la transition progressive en futaie irrégulière donne d'excellents résultats de production qui devraient faire école. Ce peuplement a révélé en seulement six heures d'écoute sept espèces de chiroptères (dont cinq spécialistes du sous-bois) et 60 contacts/heures, ce qui est largement au-dessus de la moyenne des relevés dans les peuplements résineux toutes catégories confondues.

BIBLIOGRAPHIE

- ADAMS, M.D., B.S. LAW & K.O. FRENCH. 2009. Vegetation structure influences the vertical stratification of open- and edge-space aerial-foraging bats in harvested forests. *Forest Ecology and Management* 258: 2090-2100.
- AHLEN, I. & J. BAAGØE. 1999. Use of ultrasounds detectors for bat studies in Europe : experiences from field identification, surveys, and monitoring. *Acta Chiropterologica* 1(2): 137-150.
- AUGUSTO, L., J. RANGER, D. BINKLEY & A. ROTHE. 2002. Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Annals of forest Science* 59(3): 233-253.
- BARATAUD, M. 1996. Ballades dans l'in audible . Méthode d'identification acoustique des chauves-souris de France. Sittelle éd. Double CD + livret. 51 pp.
- BARATAUD, M. 2002a. Méthode d'identification acoustique des chiroptères de France. Mise à jour 2002. Sittelle éd. CD + livret 14 pp.
- BARATAUD, M. 2002b. Inventaire au détecteur d'ultrasons des chiroptères en vallée d'Asco (Corse) et bioévaluation des peuplements forestiers à Pin laricio. Rapport final. 20 pp. + annexe. http://ecologieacoustique.fr/?attachment_id=46
- BARATAUD, M. 2006. Inventaire des chiroptères sur leurs terrains de chasse au sein du PNR Oise-Pays de France. Rapport 13 p. http://ecologieacoustique.fr/?attachment_id=659
- BARATAUD, M. 2012. Ecologie acoustique des chiroptères d'Europe. Identification des espèces, études de leurs habitats et comportements de chasse. Biotope, Mèze ; Muséum national d'histoire naturelle, Paris (collection Inventaires et biodiversité), 344 p.
- BARATAUD, M. , A. DURANEL, F. GRANDEMANGE & A. LUGON. 2009. Etude d'une colonie de mise-bas de *Myotis bechsteinii* Kuhl, 1817 – Sélection des gîtes et des habitats de chasse, régime alimentaire et implications dans la gestion de l'habitat forestier. *Le Rhinolophe* 18 : 83-112.
- BARATAUD, M. & S. GIOSA. 2010. Inventaire au détecteur d'ultrasons des chiroptères du Parc Naturel Régional de Millevaches en Limousin. Espèces contactées, niveaux d'activité comparés dans les habitats inventoriés, propositions pour une conservation améliorée. Rapport 41 pp. http://ecologieacoustique.fr/?attachment_id=199
- BARATAUD, M., S. GIOSA, G. ISSARTEL, J. JEMIN. 2012. Bio évaluation des forêts de Martinique par l'étude de l'activité des guildes de chiroptères. Rapport d'étude. 35 pp. http://ecologieacoustique.fr/?attachment_id=547
- BARATAUD, M., D. DEMONTOUX, P. FAVRE, S. GIOSA & J. GRANDADAM. à paraître. Bio évaluation des peuplements de mélèze commun (*Larix decidua*) dans le Parc National du Mercantour, par l'étude des chiroptères en activité de chasse. *Le Rhinolophe* 19.
- BARTONICKA, T. & J. ZUKAL. 2003. Flight activity and habitat use of four bat species in a small town revealed by bat detectors. *Folia Zoologica* 52: 155-166.
- BAS, E. & E. BAS. 2011. Chiroptères et naturalité des peuplements forestiers. Les chauves-souris pour inspirer un plan de restauration des forêts. Rapport non publié.
- BIBBY, N. ASTON & R.E. BELLAMY. 1989. Effects of broadleaved trees on birds of upland conifer plantations in North Wales. *Biological Conservation* 49: 17-29.
- BLONDEL, J., C. FERRY & B. FROCHOT. 1973. Avifaune et végétation : essai d'analyse de la biodiversité. *Alauda* 41 : 63-84.
- BOIREAU, J. 1998. Première mention du Murin de Brandt (*Myotis brandti*) dans le département du Puy-de-Dôme. *La Barbastelle* 4 : 11.
- BOONMAN, M. 1996. Monitoring bats on their hunting grounds. *Myotis* 34 : 17-25.
- CORNELISSEN, J.H.C. 1996. An experimental comparison of leaf decomposition in a wide range of temperate plant species and types. *Journal of Ecology* 84(4): 573-582.
- CURTIS, R.O. 1997. The role of extended locations. In: KOHN, K.A. & FRANKLIN, J.F. (ed.). *Creating a forestry for the 21st century. The science of ecosystem management*. Washington D.C. Island Press 191-202.
- DAJOZ, R. 1998. Les insectes et la forêt. Tec & Doc éd. 594 pp.

- DE JONG, J. 1995. Habitat use and species richness of bats in a patchy landscape. *Acta Theriol.* 40 (3) : 237-248.
- DU BUS DE WARNAFFE, G. 2002. Impact des systèmes sylvicoles sur la biodiversité : une approche comparative en Ardenne. Réaction de la flore vasculaire, des coléoptères carabidés et de l'avifaune chanteuse à la structure de l'habitat forestier, à plusieurs échelles spatiales. Faculté d'ingénierie biologique, agronomique et environnementale. Ph D, Louvain-la-Neuve, Belgique. Université catholique de Louvain. 132 pp.
- DUELLI, P., M. STUDER, I. MARCHAND S. JACOB. 1990. Population movements of arthropods between natural and cultivated areas. *Biological Conservation* 54: 193-207.
- ESTRADA-VILLEGAS, S., C.F.J. MEYER, E.K.V. KALKO. 2010. Effects of tropical forest fragmentation on aerial insectivorous bats in a land-bridge island system. *Biological Conservation* 143: 597-608.
- FOMBONNAT, J. 2004. Bilan de 22 années de suivi d'une population nicheuse de rapaces diurnes, dans une chênaie du centre de la France. *Nos Oiseaux* 51 : 65-84.
- FRENCH, D.D., D. JENKINS & J.W.H. CONROY. 1986. Guidelines for managing woods in Aberdeenshire for songbirds. In: JENKINS, D. (ed.) *Trees and wildlife in the scottish uplands*. Banchory G.B. Institute of Terrestria Ecology 129-143.
- GORRESEN, P.M., A.C. MILES, C.M. TODD, F.J. BONACCORSO & T.J. WELLER. 2008. Assessing bat detectability and occupancy with multiple automated echolocation detectors. *Journal of Mammalogy* 89(1):11-17.
- GOSSELIN, M. & O. LAROUSSINIE. 2004. Biodiversité et gestion forestière. Connaître pour préserver. Synthèse bibliographique. Cemagref & Gip-Ecofor (ed.), coll. Etudes, série gestion des territoires n° 20. 320 pp.
- GRANDJEAN, N. 2011. Acoustic detection of bat activity in forest habitat: importance of vertical distribution and forest type. Maîtrise universitaire ès Sciences en comportement, évolution et Conservation. Département d'Ecologie et d'Evolution, Université de Lausanne. Rapport 35 pp.
- HALPERN, C.B. & T.A. SPIES. 1995. Plant species diversity in natural and managed forests of the Pacific NorthWest. *Ecological Applications* 5(4): 913-934.
- HAYES, J.P. 1997. Temporal variation in activity of bats and the design of echolocation-monitoring studies. *Journ. of Mammal.* 78 (2) : 514-524.
- HELLE, P. & J. MUONA. 1985. Invertebrates number in edges between clear-fellings and mature forest in Northern Finland. *Silva Fennica* 19: 281-294.
- HUNTER, M.L. 1990. Wildlife, forests and forestry: Principles of managing forests for biological diversity. Englewood Cliffs N.J.. Prentice Hall. 370 pp.
- JUNG, K., S. KAISER, S. BÖHM, J. NIESCHULZE & E.K.V. KALKO. 2012. Moving in three dimensions: effects of structural complexity on occurrence and activity of insectivorous bats in managed forest stands. *Journal of Applied Ecology* 49: 523-531.
- KENNEDY, C.E.J. & T.R.E. SOUTHWOOD. 1984. The numbers of insects associated with British trees: a reanalysis. *Journal of Animal Ecology* 53(2): 455-478.
- KREMSATER, L. & F.L. BUNNELL. 1999. Edge effects: theory, evidence and implications to management of Western North American Forests. In: ROCHELLE, J.A., L.A. LEHMANN & J. WISNIEWSKI. (ed.). *Forest fragmentation. Wildlife and management implications*. Leiden, Brill: 117-153.
- KUSH J., & S. IDELBERGER. 2006. Spatial and temporal variability of bat foraging in a western European low mountain range forest. *Mammalia* 69 (1): 21-33.
- KUSCH, J., C. WEBER, S. IDELBERGER & T. KOOB. 2004. Foraging habitat preferences of bats in relation to food supply and spatial vegetation structures in a western European low mountain range forest. *Folia Zoologica* 53 (2): 113-128.
- LAGUET, S. 2008. Inventaire des chiroptères en forêt de montagne. Forêt communale de La Motte-Servolex (Savoie). *Le Bièvre* 22 : 31-45.
- LEBRETON, P., B. BROYER & B. PONT. 1987. Avifaune et altérations forestières. II. L'avifaune des boisements résineux du Haut-Baujolais. Relations structurales végétation-avifaune. *Revue Ecologie (Terre et Vie)* 4 (suppl.) : 71-81.
- LLOYD, M. et GHELARDI, R.J. 1964. A Table for Calculating the 'Equitability' Component of Species Diversity. *Journal of Animal Ecology* 33(2): 217-225.

- MACKENZIE, D.I., J.D. NICHOLS, B.B. LACHMAN, S. DROEGE, J.A. ROYLE & C.A. LANGTIMM. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8): 2248-2255.
- MESCHEDE, A. & K.-G. KELLER. 2003. Ecologie et protection des chauves-souris en milieu forestier. *Le Rhinolophe* 16. 248 pp.
- MINISTERE DE L'AGRICULTURE ET DE LA PECHE. 2000. Les indicateurs de gestion durable des forêts françaises. Paris, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, DERF 129 pp.
- MOESCHLER, P. & J.D. BLANT. 1990. Recherches appliquées à la protection des chiroptères. 3) Bioévaluation de structures paysagères à l'aide de chauves-souris en activité de chasse. *Le Rhinolophe*, 7 : 19-28.
- MOORMAN, C.E. & D.C.J. GUYNN. 2001. Effects of group-selection opening size on breeding bird habitat use in a bottomland forest. *Ecological Applications* 11(6): 1680-1691.
- MULLER, Y. 1995. Influence de la structure du peuplement forestier sur l'avifaune nicheuse. *Bulletin technique de l'ONF* 28 : 39-48.
- MULLER, Y. 1999. Biodiversité et gestion forestière. L'exemple des Vosges du Nord : étude de l'avifaune. *Annales scientifiques de la Réserve de la Biosphère des Vosges du Nord* 7 : 79-91.
- OTTO, H. J. 1998. Ecologie forestière. IDF ed. 397 pp.
- PLAS, P. & F. BOUMEDIENE. 2010. Les évolutions de la Châtaigneraie Limousine depuis la fin du XVIII^e à nos jours. In : Paysage et Environnement en Limousin, de l'Antiquité à nos jours. PULIM (ed.). 381 pp.
- ROUAUD, R., P. PLAS, F. ALLEE, I. EUBA-REMENTERIA & S. PARADIS-GRENOUILLET. à paraître. Châtaigniers et industrie, une autre histoire de la châtaigneraie limousine. Colloque « industrie et monde rural en France de l'Antiquité au XXI^e siècle ». Limoges, 30 septembre au 2 octobre 2010.
- SOUTHWOOD, T.R.E., 1961. The number of species of insect associated with various trees. *Journal of animal ecology* 30 (1) : 1-8.
- THIOLLAY, J.F., F. CARRE & B. FAUVEL. 1994. Gestion forestière et avifaune : influence de la conversion du taillis-sous-futaie en futaie régulière. *Courrier scientifique du Parc Naturel de la Forêt d'Orient* 18 : 69-115.
- TILLON, L. 2005. Gîtes sylvestres à chiroptères en forêt domaniale de Rambouillet (78) : caractérisation dans un objectif de gestion conservatoire. Mémoire de l'Ecole Pratique des Hautes Etudes (Laboratoire de Biogéographie et d'Ecologie des Vertébrés), Montpellier. 148 pp.
- VAUGHAN, N., JONES G. & HARRIS. 1997. Habitat use by bats (Chiroptera) assessed by means of broadband acoustic method. *Journal of Applied Ecology* 34 : 716-730.
- VÉRINAUD, G. 1981. Le Limousin, la nature, les hommes. *Les cahiers documentaires du CRDP de Limoges* 12-13. 207 pp.
- WALSH, A.L. & B.A. MAYLE. 1991. Bat activity in different habitats in a mixed lowland woodland. *Myotis* 29 : 97-104.
- ZAHN, A., H. HASELBACH & R. GÜTTINGER. 2004. Foraging activity of central European *Myotis myotis* in a landscape dominated by spruce monocultures. *Mammalian Biology* 70 (5): 265-270.