

Suivi temporel acoustique des chiroptères forestiers du Limousin Bilan de la période 2014-2016

Par **Michel BARATAUD**¹ (michel.barataud1@orange.fr)
Julien BARATAUD¹ (julien.barataud@gmail.com)
Sylvie GIOSA¹ (sylvie.mariegiosa@gmail.com)
Julien JEMIN¹ (j.jemin@gmhl.asso.fr)
Julien VITTIER¹ (vj.bat@no-log.org)
Aurélien BESNARD² (aurelien.besnard@cefe.cnrs.fr)

¹ GMHL - Pôle Nature Limousin - ZA du Moulin Cheyroux -
87700 AIXE-SUR-VIENNE

² CEFE - UMR 5175, CNRS, 1919 route de Mende - 34293
MONTPELLIER Cedex 5



GMHL
GROUPE MAMMALOGIQUE
ET HERPÉTOLOGIQUE
DU LIMOUSIN



Résumé

Le suivi des populations de chiroptères peut être un moyen indirect de surveillance de l'évolution de la qualité de leurs habitats de chasse. Or pour beaucoup d'espèces, essentiellement forestières, les individus ne peuvent être comptés dans leurs gîtes diurnes à cause de l'inaccessibilité et la fugacité d'occupation de ces derniers. La forêt est un type de milieu bien représenté en Limousin mais jugé perturbé à cause du mode de gestion sylvicole actuellement dominant ; aussi il est nécessaire d'évaluer l'impact de ces perturbations en choisissant un bon indicateur, ce que sont les chiroptères forestiers pour ce qui concerne la qualité de leur habitat de chasse.

Un programme de suivi temporel de l'activité de chasse de 13 espèces forestières est expérimenté en Limousin. L'objectif est de recueillir, dans des conditions standardisées, un indice d'activité annuel pour chaque espèce, et de juger si la tendance de cet indice sur une période de 10 ans répond aux exigences statistiques nécessaires à une transposition des valeurs d'activité de chasse en valeurs de niveaux de populations.

Une phase de test du protocole et de sélection des sites a été réalisée en 2013. Entre 2014 et 2016, les relevés acoustiques (méthode naturaliste d'écologie acoustique) ont été réalisés sur 14 sites. Des tests statistiques portant sur la période 2014-2016 montrent une variabilité très élevée de l'activité d'un soir à l'autre sur une même station d'écoute,

et d'une année à l'autre pour chaque espèce sur l'ensemble des sites. Les indices annuels comparés sur 10 ans s'avérant peu significatifs, il semble préférable de retenir, pour chaque espèce, un indice unique pour la période 2014-2016 et de le comparer à celui d'une future période de trois ans, reproduisant le même protocole entre 2022 et 2024, pour estomper les variabilités et mieux prendre en compte le caractère longévif des chiroptères.

Abstract

The monitoring of bat populations can reveal the evolution of the quality of their hunting habitat. Counting individuals in their roosts is impossible for many forest species, as they occupy cryptic diurnal roosts in trees. In Limousin (Massif Central, France), forests are under disturbance because of intense timber harvesting and the response of specialized bat species remains unknown. We measured bat hunting activity using bat detectors in 14 forest sites each year in Spring. Results of the three first years of data are presented here. Bat activity shows a wide variability for each species between following nights on a same site, so it appears preferable to consider this three-year period as one measure and repeat it in the future, hoping that comparison between the two periods will be statistically more reliable.

Introduction

Les chiroptères forment un groupe riche en espèces, dont le régime insectivore est diversifié avec des spécialisations parfois marquées. Des adaptations diverses les conduisent à se répartir les différentes strates aériennes et structures d'habitats au sein d'un paysage. Etant situés à un niveau élevé dans leur pyramide alimentaire, ils constituent de bons indicateurs de la diversité biologique (entomofaune, avec plantes-hôtes et prédateurs associés). Par exemple au Royaume-Uni, le National Bat Monitoring Programme (WALSH *et al.*, 2001 ; 2003) a montré une corrélation positive significative entre l'activité de chasse de *Myotis daubentonii* et la biodiversité de l'entomofaune, elle-même étant révélatrice de la qualité des eaux (CATTO *et al.*, 2003). La difficulté d'étudier l'activité nocturne des chiroptères (espèces petites, nocturnes, volantes et inaudibles) 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 de leur type d'activité). Il est donc désormais possible, moyennant un protocole adapté, de mettre en évidence le niveau d'activité des différentes espèces durant la saison de chasse dans tous types d'habitats fréquentés.

Parmi les 43 espèces de chiroptères présentes en Europe, 38 utilisent la forêt pour tout ou partie de leur cycle vital (MESCHÉDE & KELLER, 2003). Plusieurs de ces espèces forestières occupent des gîtes arboricoles nombreux, souvent inaccessibles à l'observateur humain, et occupés sur des cycles courts ; ces caractéristiques rendent impossible un suivi des populations par comptages d'individus dans leurs gîtes diurnes.

Or il existe actuellement une forte demande de suivi sur le long terme des po-

pulations de chiroptères (BATTERSBY, 2010 ; GODINEAU & PAIN, 2007) et de leurs habitats (réseau Natura 2000, changement climatique, impact de l'historique des gestions...) ; le but est d'évaluer l'état de santé des espèces et de leurs milieux de vie.

Les relevés acoustiques réalisés sur les territoires de chasse concernent les signaux sonar, qui sont utilisés en permanence par tout individu pour appréhender son environnement de vol. Cette constance d'émission est toutefois nuancée par le caractère parfois inconstant de la présence d'un individu à un endroit donné d'une soirée voire d'un moment à l'autre, en réponse notamment aux variations d'abondance des proies (BARATAUD, 2012). Cependant, si certaines espèces de chiroptères évoluent sur de grands domaines vitaux, d'autres, souvent forestières, sont très fidèles à de plus petits territoires et la probabilité est théoriquement plus forte de les contacter en un point donné de leur aire de chasse (MESCHÉDE & KELLER, 2003). Ainsi des relevés effectués selon un protocole précis, sur un nombre suffisant de sites bien répartis dans une région donnée, sont sensés permettre le suivi de l'évolution de l'activité de chasse de ces espèces forestières sur une durée pluriannuelle. Si cette activité affiche, au terme de la période de suivi, une courbe de tendance significative, l'objectif est de tester la robustesse de la transposition d'une tendance de l'activité de chasse en une tendance de populations.

Le Limousin est situé au nord-est de la région Nouvelle Aquitaine, sur les contreforts nord-ouest du Massif Central de la France. La forêt représente actuellement 34 % de la surface totale (qui est de 16942 km²) ; elle ne couvrait que 11 % vers 1850 : elle est majoritairement issue d'accrus naturels sur d'anciennes terres agricoles abandonnées. Depuis 1950,

une vaste entreprise de reboisements artificiels avec des conifères introduits (d'abord de l'épicéa *Picea abies* puis du Douglas *Pseudotsuga menziesii*) a d'abord été menée sur d'anciennes landes à callune pour ensuite venir remplacer les boisements feuillus subnaturels, pour atteindre aujourd'hui plus de 192000 ha de monoculture résineuse (33,4 % de la superficie boisée - source IFN, inventaire 2003). Ainsi la superficie boisée limousine,

sous l'aspect quantitatif trompeur, masque une disparité forte entre forêt et sylviculture intensive ; en dehors de quelques rares îlots de forêt ancienne, elle est avant tout jeune et perturbée. La question se pose donc de l'état actuel des populations d'espèces spécialistes des forêts matures subnaturelles, et de leur évolution actuelle face à ces perturbations généralisées et permanentes.

Tableau 1.

Liste des espèces de chiroptères présentes en Limousin, avec leur statut communautaire et les possibilités de suivi de leurs populations (colonne « Programme suivi temporel » : X = espèces cibles ; (X) = espèces témoins ; [X] = espèce test).

Nom latin	Nom français	Annexe II Directive Habitats	Populations suivies en gîte diurne	Programme suivi temporel acoustique
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	Grand rhinolophe	X	X	
<i>Rhinolophus hipposideros</i>	Petit rhinolophe	X	X	
<i>Rhinolophus euryale</i>	Rhinolophe euryale	X	X	
<i>Myotis daubentonii</i>	Murin de Daubenton			X
<i>Myotis brandtii</i>	Murin de Brandt			X
<i>Myotis mystacinus</i>	Murin à moustaches			X
<i>Myotis alcathoe</i>	Murin d'Alcathoe			X
<i>Myotis emarginatus</i>	Murin à oreilles échancrées	X	X	[X]
<i>Myotis nattereri</i>	Murin de Natterer			X
<i>Myotis bechsteinii</i>	Murin de Bechstein	X		X
<i>Myotis myotis</i>	Grand murin	X	X	
<i>Myotis oxygnathus</i>	Petit murin	X	X	
<i>Nyctalus noctula</i>	Noctule commune			
<i>Nyctalus leisleri</i>	Noctule de Leisler			
<i>Nyctalus lasiopterus</i>	Grande noctule			
<i>Eptesicus serotinus</i>	Sérotine commune			(X)
<i>Vespertilio murinus</i>	Sérotine bicolore			
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	Pipistrelle commune			(X)
<i>Pipistrellus nathusii</i>	Pipistrelle de Nathusius			
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	Pipistrelle de Kuhl			(X)
<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	Pipistrelle pygmée			
<i>Hypsugo savii</i>	Vespère de Savi			
<i>Plecotus auritus</i>	Oreillard roux			X
<i>Plecotus austriacus</i>	Oreillard gris			X
<i>Barbastella barbastellus</i>	Barbastelle d'Europe	X		X
<i>Miniopterus schreibersii</i>	Minioptère de Schreibers	X	X	
TOTAL (sur 26)		9	7	13

Le Groupe Mammalogique et Herpétologique du Limousin (GMHL) a débuté en 2014 un programme d'étude visant à mesurer chaque année, sur un échantillon de stations forestières, l'activité de chasse de 13 espèces (**Tableau 1**) se répartissant comme suit :

- neuf espèces « cibles », considérées comme spécialistes d'un habitat ou d'un type de proies, par conséquent écologiquement sensibles : *B. barbastellus*, *M. alcahoe*, *M. bechsteinii*, *M. brandtii*, *M. mystacinus*, *M. nattereri*, *P. auritus*, *P. austriacus* ; *M. daubentonii*, spécialiste des interfaces aquatiques, est pris en compte grâce à l'intégration de stations en bord de rivières et d'étangs forestiers ;
- trois espèces « témoins », considérées comme ubiquistes et adaptables, par conséquent moins sensibles aux perturbations d'origine anthropique : *P. pipistrellus*, *P. kuhlii*, *E. serotinus* ; l'évolution de leur activité sera comparée à celle des espèces spécialisées afin de juger d'une éventuelle compétition écologique ;

- une espèce test (*M. emarginatus*) dont les populations comptées en gîte sont significativement croissantes depuis 30 ans, ce qui permettra par comparaison de vérifier la validité du suivi acoustique.

La canopée de la forêt étant un habitat fréquenté par les chiroptères en chasse (GRANDJEAN, 2011), et où ils ne sont pas toujours audibles par un observateur situé au sol, une technique d'équipement des arbres avec un dispositif d'écoute en canopée a été mise en œuvre sur près de la moitié des stations inventoriées.

Méthode et matériel

1) Phase de sélection des sites et des stations

- **Sélection des sites** : les sites testés en 2013 devaient correspondre aux conditions optimales (BARATAUD et al., 2016b) pour les espèces cibles : a) stabilité structurelle (ni coupe rase ni éclaircie forte pen-

Fig. 1.

Répartition des sites de suivi temporel acoustique des chiroptères forestiers en Limousin, sur fond de taux de boisement par découpage communal.

Légende :

- ★ Sites validés
- boisement >60%
- boisement 45-60%
- boisement 30-45%

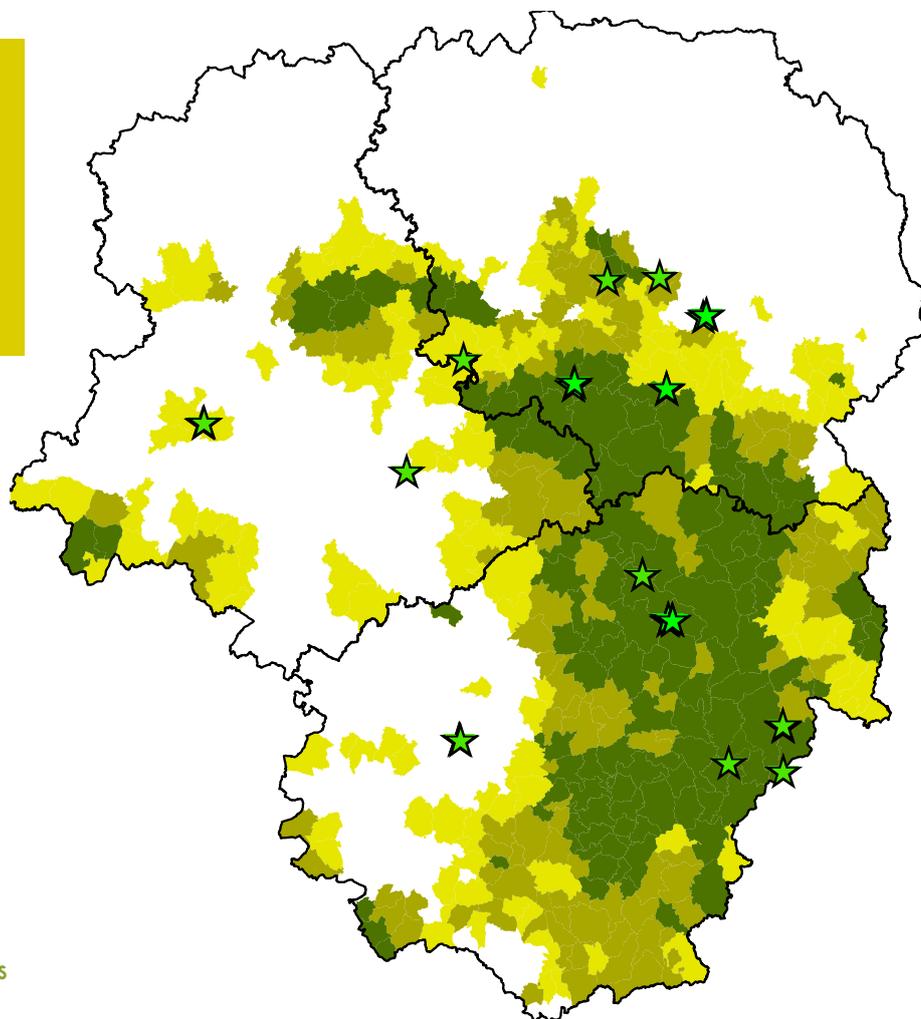


Tableau 2.

Liste des sites de suivi temporel acoustique des chiroptères forestiers en Limousin.

Dépt	commune	site	gestionnaire	propriétaire	Observateur
87	St-Paul	Les Ribières	technicien forestier, futaie irrégulière	privé	J. Vittier
87	Saint-Priest-sous-Aixe	Les Loges	ONF	commune	J. Vittier
87	Sauviat-sur-Vige	Forêt d'Espagne	propriétaires & CRPF	privé (GF)	M. Barataud & S. Giosa
19	Ambrugeat	Forêt de La Cubesse	propriétaires & CRPF	privé & commune	J. Barataud
19	Lagrauliere	Forêt de Blanchefort	(CEN)	privé	J. Barataud
19	Neuic	Barrage de la Triouzoune	aucun	privé & domaines	J. Barataud
19	Neuic	Les Ajustants	CEN	CEN Limousin	J. Barataud
19	Pérols-sur-Vézère	Montagne de Bay	propriétaire & CRPF	privé	J. Vittier
19	St-Pantaléon-de-Lapleau	La Vieille Eglise	CEN	CEN Limousin	M. Barataud & S. Giosa
23	St-Pardoux-Morterolles	Augerolles	ONF	ComCom Bourg-Roy	J. Vittier
23	Chamberaud	Les Grands Bois	technicien forestier, futaie irrégulière	privé	M. Barataud & S. Giosa
23	Maisonnières	Mazeimard	propriétaires	privé	M. Barataud & S. Giosa
23	Vallières	Sourliavou	technicien forestier, futaie irrégulière	privé	M. Barataud & S. Giosa
23	Blessac	Tranloup	technicien forestier, futaie irrégulière ; CEN	privé	M. Barataud & S. Giosa

dant la durée du programme) ; b) essences feuillues indigènes ; en cas de peuplement mixte, la proportion de résineux exogènes est inférieure à 50 % ; c) peuplements matures à âgés sur sol frais (versants nord-ouest à sud-est). Sur les 29 sites testés en 2013 (BARATAUD *et al.*, 2016a), quatorze sites ont été sélectionnés (**Tableau 2** ; **Figure 1**) sur la base des critères suivants : présence d'un maximum d'espèces cibles avec une activité significative.

Ces sites peuvent être classés selon leur contexte biogéographique : trois grands ensembles forestiers [gorges de la Dordogne et affluents (Ajustants, Triouzoune, Vieille Eglise), Plateau de Millevaches (Augerolles, Bay, La Cubesse, Sourliavou),

secteur Guéret-Bourganeuf-Aubusson (Grands Bois, Mazeimard, Tranloup)] ; deux chênaies de plaine (Les Loges, Les Ribières) ; deux massifs sur substrat basique particulier - gabbro et éclogite (Blanchefort, Espagne). Le site du Mas inventorié en 2014, détruit partiellement par une coupe rase l'hiver suivant, a été remplacé par le site de Mazeimard aux caractéristiques proches.

- **Sélection des stations** : trois à quatre stations au sol sont identifiées sur chaque site. Sur six des quatorze sites, à chaque station au sol correspond une station en canopée à l'aplomb de la première. Ces stations restent les mêmes durant toute la

durée du programme ; en cas d'obligation de déplacement d'une station (modification structurelle – chablis par ex. – risquant de fausser les résultats), la station de remplacement est la plus proche possible autant spatialement que structurellement. Le choix des stations est fonction des microhabitats présents et des exigences des espèces visées. Une variabilité des écotones intra forestiers est souhaitable entre stations sur un même site, en privilégiant les structures favorables aux espèces cibles (sous-bois denses, clairières et tunnels sous canopée, petites trouées, ruisseaux calmes ou mares en sous-bois) ; les zones de forte éclaircie où les trouées dans la canopée sont dominantes, de même que les lisières sur milieux ouverts, sont évitées. Les stations sont éloignées les unes des autres d'au moins 50 m, en retrait de 25 m des limites de la parcelle mise en réserve (pour éviter de se retrouver en lisière en cas de coupe rase d'une parcelle mi-toyenne au cours des années à venir). Les points d'écoute précis sont géoréférencés en UTM et repérés au moyen d'une rubalise ou de tout autre repère à préciser sur la fiche descriptive. La position des stations est communiquée aux gestionnaires et propriétaires pour valider le principe de mise en réserve de la station durant la durée du programme. Les stations sont décrites en fonction de 25 variables sur la nature et la structure du peuplement pour alimenter la base de données du GMHL sur l'écologie des chiroptères forestiers (BARATAUD *et al.*, 2016b).

2) Matériel utilisé

- **Écoutes au sol** : les détecteurs utilisés sont des D1000X de Pettersson Elektronik AB (Suède), équipés de l'hétérodyne et de la division de fréquence (couplés pour l'écoute en direct), de l'expansion tempo-

relle x 10 (analyses auditives et informatique ultérieures) et d'une carte mémoire intégrée pour les enregistrements ;

- **Écoutes en canopée** : elles sont réalisées grâce à un câble rallonge de 30 m pour microphone de D1000X et un dispositif permanent d'équipement de l'arbre (grâce à un lance-pierre, une olive en plomb de 40 g, une canne avec moulinet de lancer et tresse de 28 100e mm) pour le hissage du microphone en canopée (ficelle nylon noir 4 mm restant en place à l'année) ;

- **Analyse informatique des sons** : réalisée grâce au logiciel BatSound (Pettersson Elektronik AB).

3) Relevés acoustiques qualitatifs et quantitatifs

La méthode pratiquée est la détection active (réalisée par un observateur muni d'un détecteur manuel). Elle permet, grâce à l'analyse auditive et informatique des signaux sonar émis en vol par les chiroptères, d'identifier les espèces et de quantifier leur activité dans un but de bioévaluation des habitats fréquentés (BARATAUD, 2012).

- **Période des relevés** : la saison de terrain s'étend du 20 mai au 15 juillet ; cette période correspond à la présence des femelles sur les zones de reproduction (gestation, mise-bas, allaitement), ceci avant l'envol des juvéniles pour éviter que l'activité nocturne des cohortes de l'année vienne biaiser les résultats quantitatifs. Les relevés débutent après le crépuscule (environ 30' après le coucher du soleil) pour ne pas sous-estimer la proportion d'activité des espèces à émergence souvent plus tardive (Murins, Barbastelle et Oreillard) par rapport aux espèces à sortie précoce (Pipistrelles et Sérotine) ;

- **Relevés sur les sites** : chaque site (n = 14) est inventorié à raison de deux (sites inventoriés en binôme pour relevés sol et canopée) ou trois (autres sites) soirées par an, par météo favorable ($T^{\circ} > 10$ degrés Celsius, vent nul à faible, pas de pluie juste avant ou pendant l'écoute). Au cours de la durée pluriannuelle du programme, les relevés pour chaque site sont réalisés selon deux modes : 1) série de soirées consécutives (évaluation de la variabilité inter soirées au sein d'une courte période) ; 2) soirées dispersées avec intervalles de quelques jours à quelques semaines (évaluation de la variabilité inter périodes au sein de la saison) ;

- **Relevés sur les stations** : trois (60' d'écoute par soirée) ou quatre (45' d'écoute par soirée) stations au sol sont identifiées pour chacun des 14 sites. Ordre de visite des stations au cours d'une même soirée : l'année 2014, avec ses ordres inversés d'une soirée à l'autre, sert de test pour juger de l'ordre optimal (maximum d'activité des espèces visées selon l'heure) qui est ensuite conservé les années suivantes. Cas particulier des stations en binômes : sur six sites, à chaque station au sol (n = 18 pour les six sites) correspond une station en canopée, les deux étant quasi alignées verticalement (l'écart de distance entre les deux microphones est de 22 m en moyenne ; min. 18, max. 25) ; ainsi deux observateurs travaillent côte à côte en binôme sur chaque point d'écoute, l'un écoutant au sol et l'autre en canopée grâce à un micro déporté au bout d'un câble ; la redondance des contacts entre les deux stations décalées verticalement est évaluée grâce au référencement horaire précis des enregistrements et à une communication orale en direct entre les deux observateurs ;

- **Pression d'écoute** : le total de temps d'écoute par site et par soir est de 3 h (sites sans écoute en canopée) ou 6 h

(sites avec écoute en canopée) ; chaque site cumule donc 9 ou 12 heures par an ; le temps d'écoute annuel est de 144 h/an pour l'ensemble des sites ;

- **Identification des taxons** : elle est réalisée selon la méthode naturaliste d'écologie acoustique (BARATAUD, 2012) ; les espèces dont l'identification est facile en hétérodyne sont nommées en direct par l'observateur ; pour les cas d'identification plus complexes, les séquences sont enregistrées pour analyse ultérieure ; elles sont identifiées (analyse auditive et informatique) par chaque collecteur, puis toutes sont validées par une même personne avant d'être intégrées dans la base de données ;

- **Quantification de l'activité** : un contact correspond à l'occurrence de signaux d'une espèce de chiroptère captés en hétérodyne, par tranches de cinq secondes. Un train de signaux (même très court, de quelques signaux) constitue un contact ; si un deuxième (de la même espèce) le suit immédiatement avec un court silence entre les deux, mais que l'ensemble ne dépasse pas cinq secondes, on comptera un contact. Si un individu reste audible plus de cinq secondes, on comptabilisera autant de contacts que de tranches de cinq secondes occupées ; ainsi une séquence durant huit secondes sera notée comme deux contacts, une séquence durant une minute et deux secondes sera comptée comme treize contacts, etc. Si les signaux de plusieurs individus d'une même espèce sont perçus simultanément, on comptabilisera et additionnera les contacts pour chacun. Cas particulier : *M. daubentonii* et *P. pipistrellus* en bord de cours d'eau : face à la difficulté de comptabilité lors de forte activité, la solution adoptée est de réaliser un enregistrement en continu, par séquences de 1 minute de durée ; la comptabilité se fait ensuite sur le logiciel BatSound ;

- **Signaux sonar et cris sociaux** : le type d'activité est précisé : chasse (présence de phase de capture ou d'un rythme typique de recherche de proies), transit (rythmes témoignant d'une recherche passive d'obstacles), social (signaux de communication intraspécifique). Les contacts comptabilisés concernent les signaux sonar (chasse ou transit) ; les cris sociaux sans signaux sonar simultanés d'une même espèce sont pris en compte uniquement lorsqu'il s'agit d'émissions ponctuelles (cris agonistiques liés à la densité de proies disponibles) ; les émissions de cris sociaux continues (chants de mâles concernant l'activité territoriale et sexuelle) ne sont pas comptabilisées. Lorsque seuls les cris sociaux sont perçus (sans signaux sonar), ou pour les signaux sonar d'Oreillard en milieu ouvert, le coefficient de détectabilité est modifié en conséquence : *Pipistrellus* = 0,83 ; *Plecotus* = 1,25 ;

- **Paramétrage du D1000X** : L'horloge du D1000X est mise à l'heure précisément en début de chaque soirée. Le profil d'enregistrement comprend impérativement les éléments suivants : fréquence d'échantillonnage de 384 kHz ; expansion par 10 ; mémoire tampon de deux ou trois secondes ; clôture manuelle de l'enregistrement ; stockage immédiat sur carte CF ; lecture manuelle de la séquence ;

- **Enregistrement des séquences** : toutes les séquences non identifiées de manière certaine en direct, et notamment toutes les séquences en fréquence modulée (FM), correspondant majoritairement aux genres *Myotis* et *Plecotus*, sont stockées pour vérification ultérieure. Les séquences sont enregistrées dans la totalité de leur durée (pour une comptabilité précise du nombre de contacts et pour optimiser l'identification grâce à d'éventuelles variations comportementales) ;

- **Archivage des séquences** : chaque séquence enregistrée est renommée avant son analyse sur BatSound avec la date et l'heure précise d'enregistrement, le nom du site suivi du n° de station (grâce au D1000X Utility). Toutes les séquences FM (*Myotis*, *Plecotus*) ou les séquences litigieuses sont archivées ; chaque observateur conserve son propre jeu de données sonores et une sonothèque complète est centralisée au GMHL ;

- **Traitement des données** : 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 utilisons un coefficient de détectabilité (BARATAUD, 2012), corrélé à la distance de perception de chaque espèce évoluant en milieu forestier (**Tableau 3**) pour un observateur équipé d'un détecteur type Pettersson D1000X. *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 pour permettre une comparaison des espèces ou des groupes d'espèces entre eux.

4) Analyses statistiques

Des analyses statistiques ont été réalisées sur les résultats des trois premières années de relevés, en prenant en compte les contacts bruts pour avoir des nombres sans décimales et utiliser des lois de distribution connues (loi de Poisson ou Négative Binomiale) dans le but de : a) déterminer la précision des estimateurs et ainsi d'explorer la puissance statistique du protocole ; b) détecter des changements d'activité des différentes espèces au cours des années.

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</i>	10	3,10
	<i>Myotis alcathoe</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	1,20
	<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

Tableau 3.

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).

La base de données d'origine regroupe les contacts acoustiques par tranche temporelle de cinq minutes. Face à la forte hétérogénéité de l'activité à tous les niveaux, avec de nombreuses tranches de cinq minutes ayant une valeur égale à zéro, l'unité statistique finalement retenue est la station-nuit, afin d'éviter au mieux les convergences de modèles. Les tests, pour chaque espèce, ont donc porté sur

les nombres totaux de contacts par station et par nuit mais aussi sur leur probabilité de présence (au moins un contact dans la nuit versus aucun contact) à cette même échelle spatiotemporelle.

Les données de chaque espèce pour l'ensemble des stations et des nuits sont analysées à l'aide de modèles linéaire généralisés à effets aléatoires (GLMM, Generalized linear mixed models ; Zuur et al.

2009). Ces modèles estiment le nombre de contacts moyens par nuit ou la probabilité de détecter l'espèce au moins une fois dans la nuit et fournissent la précision de ces estimations. L'unité statistique est la nuit, les variables réponses sont le nombre de contacts total sur les nuits ou la détection d'au moins un contact sur les nuits. Un effet aléatoire « station » a été ajouté pour gérer le fait que les mêmes stations sont échantillonnées plusieurs nuits (au sein de la même année mais aussi chaque année) afin de gérer l'autocorrélation probable des données issues de chaque station (on parle de « mesures répétées »). Cet effet aléatoire permet notamment de gérer la potentielle forte hétérogénéité spatiale de l'activité en autorisant une abondance moyenne globale différente pour chaque station. En variable explicative nous avons testé un effet de l'année linéaire (tendance linéaire des abondances ou des probabilités de présence au cours des trois années) et un effet de l'année catégoriel (variabilité inter annuelle des abondances et des probabilités de présence).

Pour le nombre de contacts au cours de la nuit, le GLMM repose sur une distribution de Poisson avec un lien log lorsque les données sont peu dispersées, ou sur une distribution Negative Binomiale et un lien log lorsqu'elles présentaient une forte sur-dispersion (coefficient de sur-dispersion supérieur à 1.5). Les données de présence/absence sont modélisées avec une distribution binomiale et un lien logit.

La puissance statistique n'est pas calculée au sens strict (ce qui est relativement complexe dans le cas de GLMM), elle est cependant approchée par l'examen de la précision des estimations sur la moyenne globale (toutes les nuits). En effet, pour détecter des changements significatifs (au sens statistique et au seuil de 5 %) au cours des années, il est nécessaire que l'estimation des dernières années ne soit

pas incluse dans l'intervalle de confiance à 95 % des estimations de premières années. Nous avons donc calculé le pourcentage de baisse nécessaire pour cela. Les analyses ont été réalisées sous l'environnement R (R CORE TEAM 2016) et plus spécifiquement avec le lme4 (BATES et al. 2015).

Résultats et commentaires

1) Sites

Les valeurs d'activité pondérée des espèces cibles, témoins et test pour les 14 sites étudiés sont présentées dans le **Tableau 4**. L'espèce test (*M. emarginatus*) est notée sur 11 sites mais de manière inconstante avec des valeurs parfois très disparates comme en forêt de la Cubesse. Les groupes d'espèces cibles et témoins sont toujours présents ; on note également des valeurs fluctuantes d'une année à l'autre qui laissent présager que chaque espèce au sein de son groupe subit de fortes variations d'activité de chasse.

La variabilité temporelle de l'activité de chasse s'exprime souvent d'une soirée à l'autre sur un même site. L'influence de la période est sans doute minoritaire : entre fin mai et mi-juillet, aucune décade ne semble favoriser ou défavoriser l'activité. Les conditions météorologiques n'expliquent pas non plus à elles seules ces fortes variations, puisqu'elles peuvent s'exprimer sur deux soirées consécutives à météo équivalente : selon un facteur de 6,8 ou 7,6 comme sur les sites des Loges ou de Bay par exemple. Cette variabilité s'explique par le comportement des chiroptères en chasse tel que les études de marquage temporaire l'ont révélé : chaque individu parcourt chaque nuit une

Tableau 4.

Liste des sites, avec, par année, l'indice d'activité pondéré des espèces cibles, témoins, et de l'espèce test.

Années	2014			2015			2016		
Sites / Espèces	cibles	témoins	test	cibles	témoins	test	cibles	témoins	test
Blanchefort	357,3	274,1	0,0	181,4	243,3	0,0	183,4	458,6	0,0
Bay	58,2	6,1	0,0	23,3	5,6	0,0	10,6	18,9	0,3
Augerolles	50,2	63,5	0,0	93,2	50,8	0,0	68,3	157,9	0,0
Tranloup	46,8	22,1	2,1	19,5	117,5	0,5	17,4	53,7	0,3
Epagne	44,5	51,7	0,0	115,5	113,6	0,5	81,1	107,7	0,0
Cubesse	42,3	1,3	18,9	143,8	4,4	0,7	25,3	18,0	0,0
Mazeimard	42,0	145,3	0,0	30,2	39,8	0,0	13,0	27,4	0,0
Grands Bois	33,6	52,0	1,8	42,5	13,6	0,3	18,7	23,4	0,0
Triouzoune	27,1	11,8	1,4	58,9	9,8	0,0	170,5	102,9	0,0
Ribières	25,5	6,5	2,0	20,5	9,2	0,3	11,4	7,8	0,7
Sourliavoux	23,2	16,7	3,6	14,5	35,7	4,4	21,5	11,7	0,3
Loges	9,6	17,8	0,0	8,8	14,1	0,3	6,0	6,8	0,3
Vieille Eglise	5,7	123,0	0,5	9,1	67,8	3,1	4,5	112,1	0,0
Ajustants	4,0	46,4	1,4	1,9	26,2	1,4	1,1	52,1	2,4

partie de son territoire de chasse, en s'attardant plus ou moins à un endroit précis (parfois plusieurs heures d'affilée) selon la densité (fluctuante dans l'espace et dans le temps) des proies rencontrées. Beaucoup d'espèces glaneuses (*Plecotus* spp., *M. bechsteinii*, *M. emarginatus*, *M. nattereri*) d'arthropodes posés sur un substrat peuvent tour à tour concentrer leur activité dans un seul arbre durant près d'une heure, ou au contraire circuler sur plusieurs hectares sans s'attarder à aucun endroit précis (BARATAUD, 1992). Le cas est similaire pour les autres espèces qui chassent en poursuite des insectes volants : une forte abondance ponctuelle de proies amène souvent plusieurs individus à chasser en un même endroit, alors que par faible abondance de proies les chiroptères parcourent de plus grandes distances en quête d'une manne alimentaire plus rare et plus dispersée.

Or la probabilité de détection acoustique d'un chiroptère donné, si elle dépend de son intensité d'émission (Tableau 3), dépend aussi de son comportement. Un Oreillard chassant pendant une heure dans un volume de feuillage de 500 m³ ne sera audible qu'à une distance de cinq mètres maximum ; cette activité intense mais très localisée peut, de manière aléatoire, se situer à l'extérieur ou à l'intérieur de la station d'écoute, passant respectivement d'un minimum de zéro à un maximum de 3600 contacts pondérés par heure. Et si l'indice pondéré uniformise au mieux le volume d'écoute (10000 à 15000 m³ environ en forêt selon le modèle de détecteur et la densité du feuillage), pour toutes les espèces quelle que soit leur intensité d'émission, aucun coefficient ne peut lisser la variation imprédictible liée aux différents schémas d'occupation spatio-temporelle de l'espace par les chiroptères

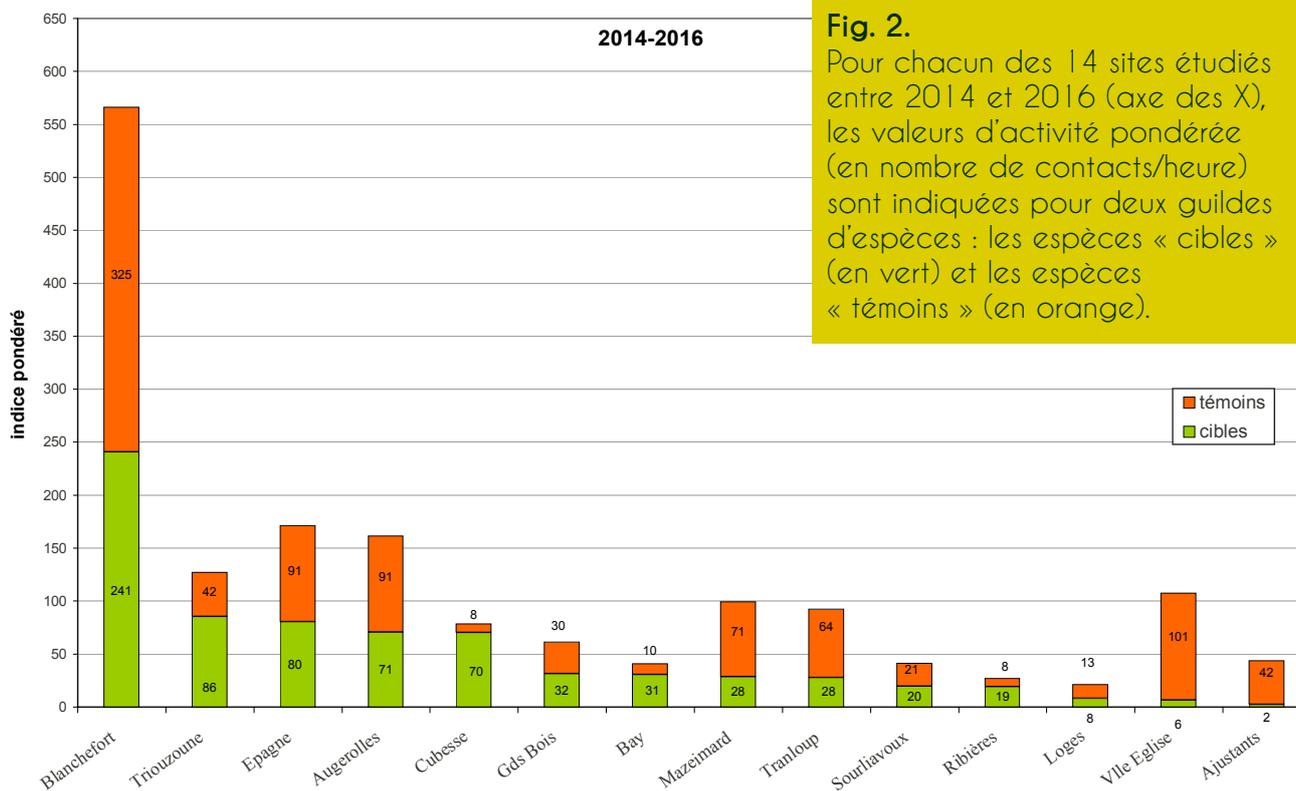


Fig. 2. Pour chacun des 14 sites étudiés entre 2014 et 2016 (axe des X), les valeurs d'activité pondérée (en nombre de contacts/heure) sont indiquées pour deux guildes d'espèces : les espèces « cibles » (en vert) et les espèces « témoins » (en orange).

en chasse. Seule une importante pression d'observation – ici le temps d'écoute cumulé – pourrait estomper ce biais.

La **Figure 2** classe les sites de gauche à droite par ordre décroissant d'activité de la guildes des espèces cibles, tout en permettant de comparer leurs indices à ceux des espèces témoins.

Les proportions sont tantôt relativement équilibrées entre les deux guildes (Blanchefort, Epagne, Augerolles, Grands Bois, Sourliavoux), tantôt déséquilibrées : soit en faveur des espèces cibles (Triouzoune, Cubesse, Bay, Ribières), soit en faveur des espèces témoins (Mazeimard, Tranloup, Loges, Vieille Eglise, Ajustants) ; ce dernier cas ne représente donc que 5 sites sur 14, ce qui pourrait témoigner de la qualité écologique globale des contextes forestiers étudiés : bonne diversité (11,4 espèces en moyenne sur les 13 étudiées) et peu de dominance des espèces ubiquistes et adaptables.

Le site de Blanchefort affiche des valeurs très élevées principalement dues à

M. daubentonii (cible) et *P. pipistrellus* (témoin). Ces deux espèces sont fortement attirées par les milieux riverains, notamment *M. daubentonii* qui est un spécialiste de la chasse aux insectes au ras des eaux calmes ; toutes deux peuvent, soit par la constance de leur activité sur un point précis, soit par le nombre d'individus chassant ensemble, générer des indices très élevés. D'une manière générale, on constate que les sites où les espèces cibles (au minimum) sont les plus actives comprennent au moins une station en fond de vallon où coule un cours d'eau forestier ; c'est le cas pour Blanchefort, Triouzoune, Epagne, Augerolles, Cubesse. Ce contexte génère, notamment durant la période printanière où les relevés ont lieu, de fortes densités d'insectes dont le cycle larvaire est aquatique.

Trois sites (Ajustants, Vieille Eglise, Loges) affichent des valeurs faibles, avec des indices entre deux et huit contacts/heure. Le contexte est identique pour Ajustants et Vieille Eglise : ils sont inclus dans le

grand ensemble de plusieurs dizaines de milliers d'hectares de bois sur pentes en majorité feuillus des gorges de la Dordogne, une zone où le taux de boisement communal est supérieur à 60 %. Il est possible que dans un tel environnement *a priori* favorable, les individus, moins limités en surface de terrains de chasse donc moins sous contrainte de la compétition intraspécifique, utilisent des territoires plus vastes que dans le reste du Limousin où les boisements feuillus sont souvent réduits à des îlots entourés de zones défavorables (agricoles ou enrésinées), obligeant les chiroptères spécialistes forestiers à se regrouper dans les zones favorables résiduelles. Selon cette hypothèse (étayée par d'autres relevés antérieurs), l'indice d'activité serait inverse à la densité réelle des individus à l'échelle d'une unité paysagère.

Le site des Loges correspond cependant peu à ce contexte ; il appartient à un ensemble de quatre communes au taux de boisement de 30 à 45 %, isolées au sein de la partie centre-ouest de la Haute-Vienne dont le taux est inférieur à 30 % voire inférieur à 15 %. Il paraît donc difficile de formuler une explication unique pour ces trois sites.

2) Espèces

Parmi les espèces cibles (**Tableau 5**), l'espèce la plus contactée (22,9 c/h) est *M. daubentonii* : son activité de chasse principalement concentrée sur les plages d'eau calme des ruisseaux forestiers entraîne une optimisation de la probabilité de détection sur les quelques stations riveraines. La présence de cette espèce sur 12 des 14 sites est trompeuse : le site de Blanchefort à lui seul représente 69,3 % de l'activité totale ; si l'on ajoute les sites de Triouzoune et Cubesse, ces trois sites totalisent 96,1 %. Le site de Vieille Eglise,

dont la station 2 s'était avérée prometteuse pour cette espèce lors de la phase test en 2013, a finalement été pauvre en contacts sans doute à cause d'un fasciés trop rapide de la rivière pour retenir une activité constante de *M. daubentonii*. La station 3 du site d'Espagne, située en bord de la Vige, correspond également à ces caractéristiques défavorables à *M. daubentonii*, mais s'avère par contre très riche en activité pour *M. bechsteinii* et *M. alcahoë*. Les autres sites n'ont pas de station riveraine : lorsque *M. daubentonii* est présent cela concerne une activité de chasse souvent faible en sous-bois.

Lors d'une étude antérieure réalisée en 2011 et 2012 par le GMHL (BARATAUD *et al.*, 2016b) et portant sur l'ensemble des types de boisements en Limousin (des formations feuillues subnaturelles aux plantations équiennes de résineux exogènes), *M. daubentonii* avait été très peu contac-

Tableau 5.

Valeurs de l'activité pondérée (en nombre de contacts/heure) pour les neuf espèces cibles, les trois espèces témoins et l'espèce test.

Espèces	2014	2015	2016
<i>M. daubentonii</i>	23,0	11,8	17,1
<i>M. bechsteinii</i>	4,9	9,4	6,7
<i>M. alcahoë</i>	4,8	9,5	6,4
<i>M. mystacinus</i>	2,9	5,8	4,8
<i>M. nattereri</i>	5,5	2,5	2,7
<i>B. barbastellus</i>	3,2	4,4	2,6
<i>P. auritus</i>	3,9	2,6	2,1
<i>M. brandtii</i>	1,4	4,6	0,6
<i>P. austriacus</i>	3,0	1,4	0,2
<i>P. pipistrellus</i>	61,8	49,8	76,5
<i>P. kuhlii</i>	1,5	4,3	1,0
<i>E. serotinus</i>	0,8	1,2	2,0
<i>M. emarginatus</i>	2,2	0,9	0,3

té car les stations alors sélectionnées évitaient volontairement les bords de points d'eau et cours d'eau.

Le fait que *M. alcatheo* et *M. bechsteinii* affichent dans la présente étude des valeurs moyennes à fortes est sans doute révélateur de la qualité des boisements présents sur les sites, ces deux espèces étant décrites comme des spécialistes des forêts fraîches, anciennes et bien structurées (FÜHRMANN *et al.*, 2002 ; KERTH *et al.*, 2001, 2002 ; LUCAN *et al.*, 2009 ; LÜTTMAN *et al.*, 2003 ; MESCHEDE & KELLER, 2003 ; SCHO-

FIELD & MORRIS, 2000 ; WOLZ, 1992, 1993a, 1993b). Lors de l'étude de 2011-2012 sur tous les types forestiers (BARATAUD *et al.*, 2016b), *M. alcatheo* et *M. bechsteinii* ne totalisaient respectivement que 0,49 et 0,74 c/h, contre 6,9 et 6,7 c/h dans la présente étude (Figure 3) ; il semble donc bien que la naturalité des peuplements soit un facteur clé.

Cette configuration se retrouve pour la plupart des espèces cibles (Figure 3), à l'exception notable de *B. barbastellus* et *M. brandtii*.

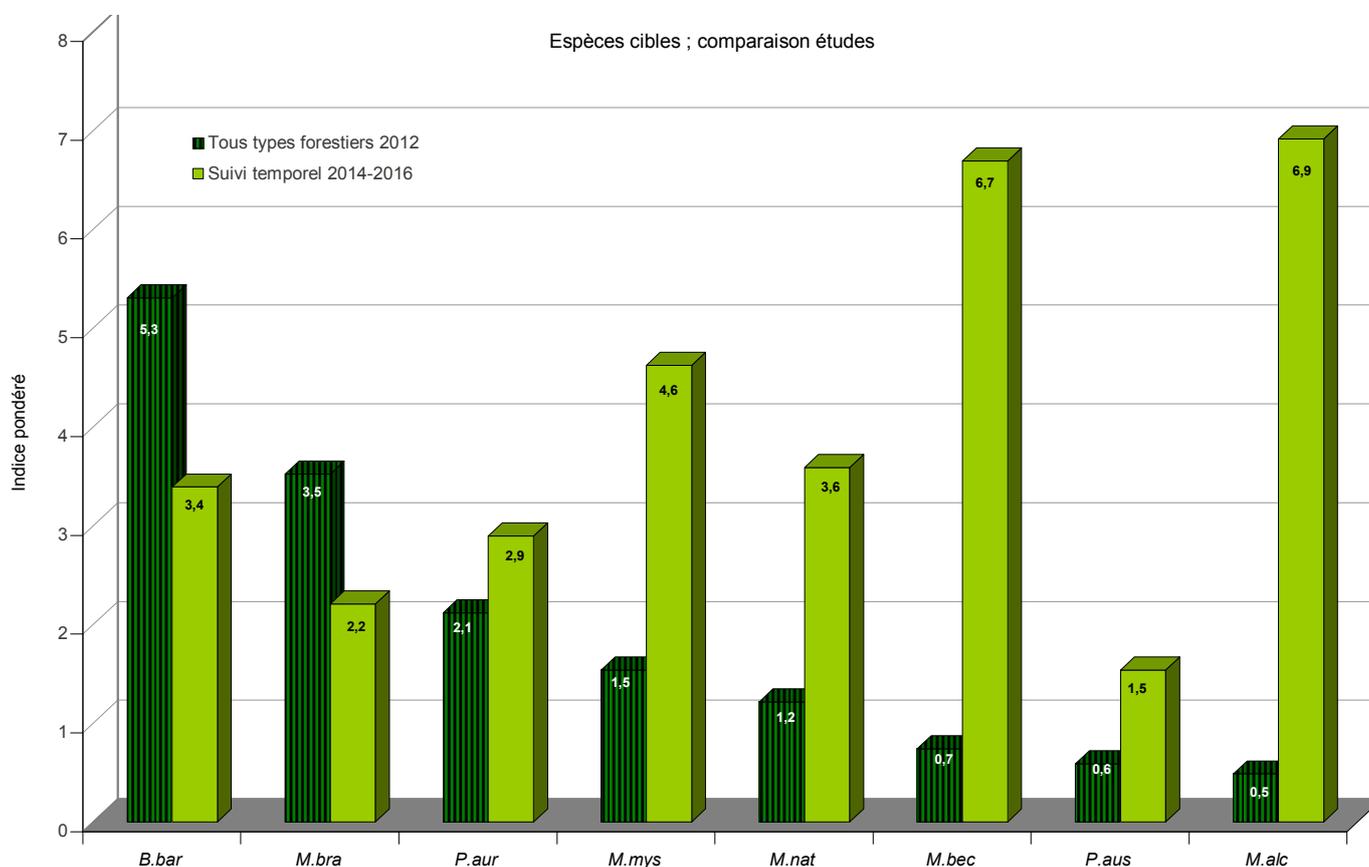


Fig.3.

Activité pondérée (en nombre de contacts/heure) des espèces cibles comparant les valeurs obtenues durant la présente étude de suivi temporel (2014-2016) et l'étude sur l'ensemble des types forestiers du Limousin en 2011-2012 (BARATAUD *et al.*, 2016b).

B. bar : *Barbastella barbastellus* ; *M. bra* : *Myotis brandtii* ; *P. aur* : *Plecotus auritus* ; *M. mys* : *M. mystacinus* ; *M. nat* : *M. nattereri* ; *M. bec* : *M. bechsteinii* ; *P. aus* : *P. austriacus* ; *M. alc* : *Myotis alcatheo*.

L'étude de 2011-2012 n'avait pas recueilli de résultats exploitables pour *M. daubentonii* car les relevés n'avaient pas concerné les abords de cours d'eau ou les plans d'eau en forêt.

B. barbastellus est contactée dans les forêts feuillues matures de la présente étude à raison de 3,4 c/h, alors que son activité globale sur l'ensemble des types forestiers est de 5,3 c/h. Cela semble conforter à première vue sa réputation grandissante de plasticité concernant le type d'habitat de chasse, pourvu que les petits lépidoptères (source quasi unique de son régime alimentaire) soient présents. Une analyse plus fine de nos relevés régionaux montre cependant un résultat plus nuancé : bien que parfois notée en chasse dans les plantations de résineux matures, cette espèce sélectionne positivement les peuplements feuillus riches en végétation arbustive et en bois mort ; elle semble particulièrement liée aux couloirs de vol (tunnels sous-bois, sous-bois clairs, lisières en bocage bien structuré) ; or les stations sélectionnées dans la présente étude de suivi temporel sont majoritairement en coeur de parcelle, sans couloir de vol défini.

Le cas de *M. brandtii* semble similaire : 2,2 c/h dans cette étude contre 3,5 c/h lors de l'étude 2011-2012. S'il est vrai que cette espèce a fréquemment été contactée dans des contextes forestiers très perturbés, au coeur du Plateau de Millevaches notamment, cela pourrait être en lien avec l'historique de ses populations qui semblent en phase de colonisation d'est en ouest (le Murin de Brandt n'était pas noté en dehors de la bordure est de la France il y a seulement 20 ans) ; ainsi il est possible que cette espèce occupe actuellement des habitats de chasse suboptimaux sous la contrainte de la compétition interspécifique des espèces en place depuis longtemps dans les zones les plus favorables. L'intensification récente des méthodes de gestion des peuplements forestiers limousins après une phase d'un siècle environ de recolonisation et de vieillissement naturels, implique certainement des bouleversements dans les populations d'espèces

forestières, avec des phases pionnières, de recul progressif, de déplacements ou de disparition brutale.

Les espèces témoins sont notées sur tous les sites, ce qui confirme leur ubiquité. Par contre leurs indices d'activité sont très différents (**Tableau 5**). *P. pipistrellus* domine très largement, notamment grâce à la présence de stations riveraines de cours d'eau. La Pipistrelle commune est en effet attirée par cet écotone, cinq sites comprenant une ou plusieurs stations en fond de vallon totalisant 70 % de l'activité totale pour cette espèce.

Par contre *P. kuhlii* et *E. serotinus* ont de faibles valeurs, inférieures même à celles relevées dans tous les types forestiers. Ces deux espèces s'avèrent peu actives en coeur de parcelle, leur activité forestière étant surtout concentrée en canopée ou le long des lisières verticales sur milieux ouverts ; or dans la présente étude les écoutes en canopée ne concernent que six sites sur quatorze, et les lisières extérieures ne sont pas intégrées dans le protocole.

L'espèce test (*M. emarginatus*) est notée sur onze sites avec des indices assez faibles. Les valeurs d'activité interannuelles (**Tableau 5**) laissent supposer une tendance à la baisse, alors que les effectifs comptabilisés dans les gîtes montrent au contraire dans l'ensemble de la région une hausse constante significative (GMHL, données non publiées).

3) Bilan statistique

On observe une très forte hétérogénéité temporelle de l'activité de chasse, que ce soit entre années ou entre soirées, pour une même espèce ou pour les groupes d'espèces. A cela s'ajoute une forte hétérogénéité spatiale entre stations et entre sites (cette variation est gérée dans les modèles utilisés ici : modèles mixtes avec

un effet aléatoire « station » pour compenser le fait que les stations puissent présenter des abondances « de base » assez différentes). Toutes ces sources d'hétérogénéité conduisent à des estimations très peu précises et donc à une puissance statistique attendue faible. D'une manière générale il ne faut pas s'attendre à détecter « significativement » au seuil de 5 % des variations de moins de 40 à 50 % en abondance (nombre de contacts) et de 30 à 40 % en probabilité de présence sauf pour quelques espèces (**Tableau 6**). Il semble plus pertinent de travailler en probabilité de présence par nuit car cela tempère la variabilité très forte du nombre de contacts et rend les analyses statistiques un peu plus parlantes, même si en théorie cela occasionne une perte importante de sensibilité dans l'appréciation des variations de l'activité. Il pourrait être intéressant de tester une formule intermédiaire qui serait le nombre de tranche de cinq

minutes positives (avec présence d'une espèce) ; cela serait plus hétérogène que les probabilités de présence à l'échelle de la nuit et plus homogène que le nombre de contacts. Cependant cela ne changerait pas globalement, *a priori*, l'ordre de grandeur des puissances statistiques. Cette faible puissance semble venir de la très grande variabilité entre nuits. Le nombre de nuits d'écoute étant assez faible, cette variabilité induit une variation interannuelle très forte (par pur hasard) qui risque de masquer les tendances à moyen/long terme. Une solution pour gagner en puissance serait d'augmenter la pression d'écoute annuelle pour avoir une estimation plus précise à l'échelle de l'année. Mais il est aussi possible que l'on ait des difficultés à détecter des baisses ou des hausses autres que très fortes sur ces espèces longévives (jusqu'à 41 ans ; PODLUTSKY *et al.*, 2005). Un protocole

Espèces	% de variation détectable	
	Abondance (n. contacts/nuit)	Probabilité de présence par nuit
<i>M.daubentonii</i>	-	0,39
<i>M.bechsteinii</i>	0,51	0,35
<i>M.alcathoe</i>	0,47	0,28
<i>M.mystacinus</i>	0,55	0,33
<i>M.nattereri</i>	0,45	0,30
<i>B.barbastellus</i>	0,33	0,20
<i>P.auritus</i>	0,34	0,25
<i>M.brandtii</i>	0,56	0,37
<i>P.austriacus</i>	0,73	0,36
<i>P.pipistrellus</i>	0,31	0,04
<i>P.kuhlii</i>	0,44	0,29
<i>E.serotinus</i>	0,32	0,19
<i>M.emarginatus</i>	0,45	0,29

Tableau 6.

Résultats des tests statistiques réalisés à partir des valeurs d'abondance (nombre de contacts par nuit) et de probabilité de présence par nuit (valeur binaire : 1 = présence ; 0 = absence) relevées entre 2014 et 2016 pour les neuf espèces cibles, les trois espèces témoins et l'espèce test. Une valeur en abondance de 0,51 pour *M. bechsteinii* par exemple, indique que les relevés effectués sur trois années, permettraient de mettre en évidence de manière significative une variation (baisse ou hausse) de l'activité sur une période plus longue (10 ans par exemple) uniquement si cette dernière est supérieure ou égale à 51 %. Le raisonnement est le même en probabilité de présence par nuit.



© Michel BARATAUD

Hêtraie ancienne avec sous-étage de houx, particulièrement riche en espèces forestières spécialisées (Mazeimard ; Maisonnisses – 23).

adapté doit prendre en compte à la fois la variabilité temporelle de l'activité, et les pas de temps importants nécessaires à la mise en évidence de variations d'abondance des populations chez les chiroptères.

Une piste intéressante serait de répéter le protocole réalisé entre 2014 et 2016 après une pause de quelques années. Chaque période de trois ans sera considérée comme une seule entité temporelle, les trois années successives permettant

d'estomper la variabilité interannuelle. Les cycles de répétition pourraient être de cinq à dix ans : après la période 2014-2016, la prochaine pourrait être de 2022-2024. Ce type de dispositif est peu pratiqué dans les suivis biologiques, alors qu'il permet à effort constant d'obtenir une meilleure précision sur au moins deux périodes, et par suite d'espérer pouvoir détecter des changements notables.

Conclusion

Cette première période de trois années (2014-2016) a permis de tester un protocole de suivi temporel avec un effort d'échantillonnage (14 sites, 144 heures par an) réalisable moyennant un coût raisonnable par quatre observateurs. Les analyses statistiques montrent qu'une telle pression d'observation en continu sur dix ans ne permettrait de détecter qu'une forte variation de l'activité (plus ou moins 50 %), peu compatible avec la stratégie démographique des espèces concernées. Ainsi, plutôt qu'une série unique de relevés annuels étalée sur dix ans, il paraît préférable de réaliser au moins deux séries de trois années consécutives (chacune comptant comme un seul relevé) espacées de quelques années. Ainsi la prochaine période triennale aura lieu entre 2022 et 2024, avec le même effort d'échantillonnage. Une comparaison de ces deux périodes sera donc réalisée en 2025, afin de voir s'il est utile de réaliser une troisième période (2030-2032).

Entre 2017 et 2021, le volet annexe à ce programme, concernant l'écologie des chiroptères forestiers et notamment la stratification verticale de leur activité de chasse, devra être intensifié pour conforter des premiers résultats novateurs. Par ailleurs, les relevés de variables environnementales sur les stations d'écoute permettront, grâce à la continuité des relevés acoustiques sur un nombre plus important de sites, des requêtes plus précises sur la nature et la structure des microhabitats forestiers utilisés par les différentes espèces de chiroptères.

Remerciements

Ce programme est soutenu financièrement par la DREAL Nouvelle Aquitaine, l'Europe (FEDER Limousin) et le Conseil régional de Nouvelle Aquitaine.

Nous remercions aussi chaleureusement :

- les professionnels de la forêt qui ont communiqué ou relayé des informations sur les parcelles et/ou leurs propriétaires : Hans Kreuzler (technicien forestier indépendant, référent « futaie irrégulière » du CRPF, gestion des sites de Grands Bois, des Ribières, de Sourliavoux, de Tranloup) ; Jean-Luc Lacorre (agent ONF, gestion du site des Loges) ; Jérôme Vany (agent ONF, gestion du site d'Augerolles) ; Yann Bourguignon (technicien forestier, animateur au CRPF du Plan de Développement de Massif "Chouette de Tengmalm" ; site de Bay).
- Les propriétaires des parcelles étudiées : Catherine Bardinon (site de Sourliavoux) ; CEN Limousin (sites des Ajustants et de Vieille Eglise) ; commune de St-Priest-sous-Aixe (Philippe Barry, maire & Dominique Mérigaud, conseiller municipal ; site de la Forêt des Loges) ; Mme Dusquesnoy (site de Blanchefort) ; Alain et Marie-Jeanne Freytet, Philippe et Pierrette Bidon (site de Mazeimard) ; Groupement forestier des Bruges (Christine de Reynal ; site de Tranloup) ; Groupement forestier EPAGOU (Anne-Catherine Fressinaud Marie ; site d'Épagne) ; Michel Mazaud (site de Bay) ; Cathy Mignon-Linet (site de la Cubesse) ; Béatrix d'Ussel (site de la Triouzoune).

BARATAUD, M. 1992. L'activité crépusculaire et nocturne de 18 espèces de chiroptères, révélée par marquage luminescent et suivi acoustique. *Le Rhinolophe* 9 : 23-58.

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. http://ecologieacoustique.fr/?page_id=11

BARATAUD, J., M. BARATAUD, S. GIOSA & J. VITTIER. 2016a. Suivi temporel acoustique des chiroptères forestiers du Limousin. Elaboration du protocole, validation des sites. *Symbioses* 34 : 19-24.

BARATAUD, M., S. GIOSA, J. GRANDADAM & J. JEMIN. 2016b. Diversité des chiroptères dans les peuplements forestiers du Limousin (France). *Le Vespère* 6: 397-429. http://ecologieacoustique.fr/?page_id=11

BATES, D., MAECHLER, M., BOLKER, B., WALKER, S. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of Statistical Software*, 67(1), 1-48.<doi:10.18637/jss.v067.i01>.

BATTERSBY, J. 2010. Guidelines for surveillance and monitoring of European Bats. Publication series n° 5. UNEP/EUROBATS secretariat, Bonn, Germany. 95 pp. http://www.eurobats.org/publications/eurobats_publication_series

CATTO, C., A. COYTE, J. AGATE & S. LANGTON. 2003. Bats as indicators of environment quality. The Environment Agency, Bristol.

FÜHRMANN, M., C. SCHREIBER & J. TAUCHERT. 2002. Telemétrische Untersuchungen an Bechsteinfledermäusen (*Myotis bechsteinii*) und Kleinen Abendseglern (*Nyctalus leisleri*) im Oberurseler Stadtwald und Umgebung (Hochtaunuskreis). In : *Ökologie, Wander-*

rungen und Genetik von Fledermäusen in Waldern – Untersuchungen als Grundlage für den Fledermausschutz, Schriftenreihe Landschaftspflege Naturschutz, Bundesamt für Naturschutz, Bonn, p. 131-140.

GODINEAU, F. & D. PAIN. 2007. Plan de restauration des chiroptères en France métropolitaine, 2008 – 2012. Société Française pour l'Étude et la Protection des Mammifères / Ministère de l'Écologie, du Développement et de l'Aménagement Durables. 79 pp + 18 pp annexes. <http://www.plan-actions-chiropteres.fr/Presentation>

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'Écologie et d'Évolution, Université de Lausanne. Rapport 35 pp.

KERTH, G., M. WAGNER & B. KÖNIG. 2001. Roosting together, foraging apart : information transfer about food is unlikely to explain sociality in female Bechstein's bats (*Myotis bechsteinii*). *Behavioral Ecology Sociobiology* 50 : 283-291.

KERTH, G., M. WAGNER, K. WEISSMAN & B. KÖNIG. 2002. Habitat und Quartiernutzung bei der Bechsteinfledermaus: Hinweise für den Artenschutz. In : *Abschlussbericht des Forschungs- und Entwicklungsvorhaben (F+E) " Untersuchungen zur Ökologie von Fledermäusen in Wäldern unter besonderer Berücksichtigung wandernder Arten und Formulierung von Empfehlungen für ihren Schutz "*. Schriftenreihe des Deutschen Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

LUCAN, R.K., M. ANDREAS, P. BENDA , T. BARTONICKA, T. BREZINOVA, A. HOFFMANNOVA, S. HULOVA, P. HULVA, J. NECKAROVA, A. REITER,

T. SVACINA, M. SALEK & I. HORACEK. 2009. Alcatheo Bat (*Myotis alcatheo*) in the Czech Republic: Distributional Status, Roosting and Feeding Ecology. *Acta Chiropterologica* 11(1): 61-69.

LÜTTMANN, J., M. WEISHAAR & B. GESSNER, unter Mitarbeit von M. FUHRMANN und J. TAUCHERT (Gelände 2001). 2003. Nächtliche Aufenthaltsgebiete und Jagdverhalten von Kolonien der Bechsteinfledermaus (*Myotis bechsteinii*) im Gutland. *Dendrocopos* 30 : 17-27.

MESCHÉDE, A. & K.-G. KELLER. 2003. Ecologie et protection des chauves-souris en milieu forestier. *Le Rhinolophe* 16. 248 pp.

MOTTE, G. 2011. Etude comparée de l'écologie de deux espèces jumelles de Chiroptères (Mammalia : Chiroptera) en Belgique : l'oreillard roux (*Plecotus auritus*) (Linn., 1758) et l'oreillard gris (*Plecotus austriacus*) (Fischer, 1829). Thèse. doct. Université de Liège. 123p.

PODLUTSKY, A.J., A.M. KHRITANKOV, N.D. OVODOV & S.N. AUSTAD. 2005. A New Field Record for Bat Longevity. *Journal of Gerontology: Biological Sciences* 60A(11): 1366-1368.

R CORE TEAM (2016). A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.

SCHOFIELD, H.W. & C.J. MORRIS. 2000. Ranging behaviour and habitat preferences of females Bechstein's bat, *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1818), in summer. The Vincent Wildlife Trust. Report 26 pp.

WALSH, A., C.M.C. CATTO, A.M. HUTSON, P.A. RACEY, P. RICHARDSON, & S. LANGTON. 2001. The United Kingdom National Bat Monitoring Programme. Final Report. DETR Contract n° CRO18. Crown copyright, HMSO Norwich.

WALSH, A., C.M.C. CATTO, A.M. HUTSON, P.A. RACEY, P. RICHARDSON, & S. LANGTON. 2001. The United Kingdom National Bat Monitoring Programme: Turning conservation goals into tangible results. In: O'SHEA, T.J. & M.A. BOGAN (eds). *Workshop on monitoring trends in bat populations of the United States* Department of Interior, Geological Survey, Fort Collins, Colorado. 103-117.

WOLZ, I. 1992. Zür Ökologie des Bechsteinfledermaus *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1818). Erlangung des Doktorgrades. Naturwissenschaftlichen Fakultäten des Friedrich-Alexander-Universität. 136 pp.

WOLZ, I. 1993a. Untersuchungen zur Nachweisbarkeit von Beutetierfragmenten im Kot von *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1818). *Myotis* 31: 5-25.

WOLZ, I. 1993b. Das Beutespektrum der Bechsteinfledermaus *Myotis bechsteinii* (Kuhl, 1818), Ermittelt aus Kotanalysen. *Myotis* 31: 27-68.

ZUUR, A. F., E. N. IENO, N. J. WALKER, A. A. SAVELIEV, & G. M. SMITH. 2009. *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer, New York, New York, USA.

Pour citer cet article :

BARATAUD, M., J. BARATAUD, S. GIOSA, J. JEMIN, J. VITTIER & A. BESNARD. 2017.

Suivi temporel acoustique des chiroptères forestiers du Limousin : bilan de la période 2014-2016. *Plume de Naturalistes* 1 : 43-66.

ISSN 2607-0510

Pour télécharger tous les articles de Plume de Naturalistes : www.plume-de-naturalistes.fr

Annexe 1

Résultats qualitatifs et quantitatifs par sites et par année

Les valeurs en face de chaque espèce indiquent le nombre de contacts pondérés.

2014

Espèces	Sites														Total
	Ajustants	Augerolles	Bay	Blanchefort	Cubesse	Epagne	Grands Bois	Mas	Loges	Ribières	Sourlavoux	Tranloup	Triouzoune	Ville Eglise	
<i>B.barbastellus</i>	5,1	47,9	3,4	44,2	27,2	17	35,7	102	34	32,3	47,6	13,6	18,7	28,9	457,6
<i>M.alcathoe</i>	5	117,5		10		130	47,5	5		2,5	22,5	347,5	10		697,5
<i>M.bechsteinii</i>	2,5			35	5	140	142,5	95		42,5	7,5	27,5	5	35	537,5
<i>M.brandtii</i>	12,5				42,5	7,5	2,5	20		37,5	72,5				195
<i>M.daubentonii</i>	5			2695	302,5		77,5		2,5	7,5	15	15	190	5	3315
<i>M.mystacinus</i>		275				55	7,5			2,5		12,5	7,5		360
<i>M.nattereri</i>	6,2	2,5	384,4	21,7	3,1	9,3	31	282,1	8,7	5	18,6	15,5	3,1		791,2
<i>P.auritus</i>		8,75	165	30		10	58,75		40	100	95	80	10		597,5
<i>P.austriacus</i>				380					1,25			50			431,25
<i>M.emarginatus</i>	12,4				170,5		21,7			18	43,4	24,8	12,4	6,2	309,4
<i>E.serotinus</i>	26,56	10,79	4,15	5,81	0,83	9,13	7,47	9,13	6,64	10,79	4,15		16,6	6,64	118,69
<i>P.kuhlii</i>	4	7		108			57	1	12	17	4	10	1	1	222
<i>P.pipistrellus</i>	387	553,7	51	2353	11	611	560	1735	142	31	641	255	89	1468	8887,7
Total	466,26	1023,14	607,95	5682,71	562,63	988,93	1049,12	2249,23	247,09	306,59	971,25	851,4	363,3	1550,74	16920,34

2015

Espèces	Sites														Total
	Ajustants	Augerolles	Bay	Blanchefort	Cubesse	Epagne	Grands Bois	Mazimard	Loges	Ribières	Sourlavoux	Tranloup	Triouzoune	Ville Eglise	
<i>B.barbastellus</i>	13,6	105,4	3,4	172,6	39,1	23,8	6,8	139,4	52,7	8,5	13,6		25,5	34	638,4
<i>M.alcathoe</i>				40	57,5	895	80		2,5	7,5	7,5	152,5	20	5	1267,5
<i>M.bechsteinii</i>		102,5			932,5	65	155	132,5						27,5	1455
<i>M.brandtii</i>		77,5			47,5	385	62,5	27,5					10	2,5	665
<i>M.daubentonii</i>				1195		2,5	7,5		5	27,5				425	1697,5
<i>M.mystacinus</i>		450		25	125		47,5	50	12,5	37,5	25	32,5	32,5		837,5
<i>M.nattereri</i>	3,1	80,6	52,7	24,8	52,7		86,8	3,1	6,2	18,6	9,3	3,1	9,3		350,3
<i>P.auritus</i>		22,5	153,75	5	40		11,25	10		15	93,75	10	15		376,25
<i>P.austriacus</i>				170						15		12,5		7,5	205
<i>M.emarginatus</i>	12,4				6,2	6,2	3,1		3,1	3,1	52,7			37,2	124
<i>E.serotinus</i>	28,22	4,15		14,94	3,32	4,98		9,13	14,11	4,98	20,75	4,98	34,86	23,24	167,66
<i>P.kuhlii</i>	1	1		31	1		1	26	4	11	2	531	4		613
<i>P.pipistrellus</i>	229	452	50	2144	35,7	1360	162	442	109	67	406	874	51	790	7171,7
Total	287,32	1295,65	259,85	3822,34	1340,52	2742,48	623,45	839,63	209,11	270,68	655,6	1643,08	619,66	959,44	15568,81

2016

Espèces	Sites														Total
	Ajustants	Augerolles	Bay	Blanchefort	Cubesse	Epagne	Grands Bois	Mazimard	Loges	Ribières	Sourlavoux	Tranloup	Triouzoune	Ville Eglise	
<i>B.barbastellus</i>	5,1	37,4	3,4	158,1		3,4	10,2	28,9	28,9	20,4	44,2	6,8	5,1	17	368,9
<i>M.alcathoe</i>		145	7,5	17,5	2,5	345	45	5		2,5	7,5	7,5	300	12,5	897,5
<i>M.bechsteinii</i>					172,5	572,5	60	117,5	2,5	10			15	17,5	967,5
<i>M.brandtii</i>		10			17,5	12,5	7,5						35	5	87,5
<i>M.daubentonii</i>			5	1337,5						7,5			332,5	2,5	1685
<i>M.mystacinus</i>		402,5	2,5	22,5	30	40	50			37,5	87,5	15			687,5
<i>M.nattereri</i>			58,9	114,7			21,7	3,1	21,7		130,2	9,3	24,8		384,4
<i>P.auritus</i>	5	15			5		30	10		5	60	167,5			297,5
<i>P.austriacus</i>		5							1,25	20		2,5			28,75
<i>M.emarginatus</i>	21,7								3,1	6,2	3,1	3,1			37,2
<i>E.serotinus</i>	181,77	17,43		14,94	5,81			3,32	9,13	2,49	4,98	25,73	4,98	4,98	275,56
<i>P.kuhlii</i>	1	5	3	11		2	17	6	5	4	3	80		1	138
<i>P.pipistrellus</i>	286	1408	163	4102	156	1290	264	320	47	65	132	539	448	1339	10559
Total	500,57	2045,33	243,3	5778,24	389,31	2265,4	505,4	493,82	118,58	180,59	472,48	856,43	1165,38	1399,48	16414,31

Annexe 2

Résultats des abondances et probabilité de présence estimées

	ABONDANCE			% de baisse détectable	PROBABILITÉ DE PRÉSENCE			% de baisse détectable
<i>B.barbastellus</i>	estimation	low IC	up IC		estimation	low IC	up IC	
moyenne globale	0,67	0,45	1,00	0,33	0,36	0,29	0,44	0,20
estim-2014	0,77	0,49	1,21		0,34	0,25	0,44	
estim-2015	0,79	0,50	1,24		0,43	0,33	0,54	
estim-2016	0,44	0,27	0,70		0,30	0,22	0,41	
<i>E.serotinus</i>	estimation	low IC	up IC		estimation	low IC	up IC	
moyenne globale	0,51	0,34	0,74	0,32	0,27	0,22	0,32	0,19
estim-2014	0,47	0,29	0,75		0,25	0,18	0,34	
estim-2015	0,53	0,33	0,85		0,31	0,24	0,40	
estim-2016	0,53	0,33	0,85		0,23	0,17	0,32	
<i>M.alcathoe</i>	estimation	low IC	up IC		estimation	low IC	up IC	
moyenne globale	0,19	0,10	0,36	0,47	0,17	0,12	0,23	0,28
estim-2014	0,13	0,06	0,26		0,12	0,08	0,19	
estim-2015	0,25	0,13	0,51		0,21	0,14	0,30	
estim-2016	0,22	0,11	0,45		0,19	0,12	0,27	
<i>M.bechsteinii</i>	estimation	low IC	up IC		estimation	low IC	up IC	
moyenne globale	0,18	0,09	0,37	0,51	0,17	0,11	0,25	0,35
estim-2014	0,36	0,17	0,76		0,24	0,15	0,37	
estim-2015	0,08	0,04	0,18		0,11	0,06	0,19	
estim-2016	0,09	0,04	0,21		0,14	0,08	0,24	
<i>M.brandtii</i>	estimation	low IC	up IC		estimation	low IC	up IC	
moyenne globale	0,04	0,02	0,09	0,56	0,08	0,05	0,12	0,37
estim-2014	0,02	0,01	0,04		0,07	0,04	0,12	
estim-2015	0,10	0,04	0,23		0,12	0,07	0,20	
estim-2016	0,01	0,01	0,03		0,04	0,02	0,08	
<i>M.daubentonii</i>	estimation	low IC	up IC		estimation	low IC	up IC	
moyenne globale					0,07	0,04	0,11	0,39
estim-2014	problème de convergence				0,11	0,06	0,19	
estim-2015					0,06	0,03	0,11	
estim-2016					0,01	0,01	0,03	
<i>M.emarginatus</i>	estimation	low IC	up IC		estimation	low IC	up IC	
moyenne globale	0,04	0,02	0,07	0,45	0,08	0,06	0,11	0,29
estim-2014	0,06	0,03	0,12		0,10	0,06	0,15	
estim-2015	0,05	0,02	0,10		0,09	0,06	0,14	
estim-2016	0,01	0,01	0,03		0,04	0,02	0,07	

	ABONDANCE			% de baisse détectable	PROBABILITÉ DE PRÉSENCE			% de baisse détectable
<i>M.myotis</i>	estimation	low IC	up IC		estimation	low IC	up IC	
moyenne globale	0,20	0,13	0,32	0,37	0,18	0,14	0,24	0,25
estim-2014	0,17	0,10	0,29		0,13	0,08	0,20	
estim-2015	0,18	0,10	0,30		0,16	0,10	0,23	
estim-2016	0,28	0,16	0,47		0,27	0,20	0,37	
<i>M.mystacinus</i>	estimation	low IC	up IC		estimation	low IC	up IC	
moyenne globale	0,09	0,04	0,20	0,55	0,13	0,09	0,19	0,33
estim-2014	0,02	0,01	0,05		0,04	0,02	0,07	
estim-2015	0,17	0,07	0,40		0,20	0,13	0,30	
estim-2016	0,11	0,04	0,26		0,15	0,09	0,24	
<i>M.nattereri</i>	estimation	low IC	up IC		estimation	low IC	up IC	
moyenne globale	0,16	0,09	0,28	0,45	0,15	0,11	0,21	0,30
estim-2014	0,20	0,10	0,38		0,19	0,12	0,27	
estim-2015	0,14	0,07	0,28		0,14	0,09	0,22	
estim-2016	0,13	0,06	0,26		0,12	0,08	0,19	
<i>P.auritus</i>	estimation	low IC	up IC		estimation	low IC	up IC	
moyenne globale	0,20	0,13	0,31	0,34	0,16	0,12	0,21	0,25
estim-2014	0,28	0,17	0,47		0,19	0,13	0,27	
estim-2015	0,21	0,13	0,36		0,17	0,11	0,24	
estim-2016	0,10	0,06	0,18		0,11	0,07	0,17	
<i>P.austriacus</i>	estimation	low IC	up IC		estimation	low IC	up IC	
moyenne globale	0,00	0,00	0,01	0,73	0,03	0,02	0,05	0,36
estim-2014	0,00	0,00	0,01		0,04	0,02	0,07	
estim-2015	0,00	0,00	0,01		0,02	0,01	0,05	
estim-2016	0,00	0,00	0,00		0,01	0,00	0,02	
<i>P.kuhlii</i>	estimation	low IC	up IC		estimation	low IC	up IC	
moyenne globale	0,20	0,11	0,36	0,44	0,20	0,14	0,27	0,29
estim-2014	0,27	0,14	0,52		0,22	0,14	0,32	
estim-2015	0,15	0,08	0,29		0,19	0,12	0,28	
estim-2016	0,16	0,08	0,31		0,18	0,11	0,27	
<i>P.pipistrellus</i>	estimation	low IC	up IC		estimation	low IC	up IC	
moyenne globale	22,62	15,61	32,79	0,31	0,92	0,88	0,95	0,04
estim-2014	21,53	14,42	32,15		0,91	0,86	0,95	
estim-2015	18,67	12,48	27,93		0,91	0,86	0,95	
estim-2016	28,59	19,07	42,87		0,94	0,89	0,96	