Modélisation de la distribution spatiale de la Sérotine commune au sein du Parc naturel régional des Marais du Cotentin et du Bessin

Fabien VERNIEST *, Nicolas FILLOL *, Laurent ALBORINO * & Christian KERBIRIOU **

* Parc naturel régional des Marais du Cotentin et du Bessin
3 village Ponts d'Ouve, 50500 Carentan les Marais
fabien.verniest@gmail.com

** Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation (UMR 7204)
MNHN-CNRS-UPMC
43 rue Buffon, 75005 Paris

Résumé. - Le suivi Vigie-Chiro (protocole routier) a été mis en place au sein du Parc naturel régional des Marais du Cotentin et du Bessin en 2007 afin d'étudier les tendances temporelles des chauves-souris communes. Cet article résume un poster affiché lors des 17e Rencontres nationales chauves-souris décrivant l'analyse de l'influence de la structure du paysage sur l'activité des chauves-souris en prenant pour exemple la Sérotine commune (*Eptesicus serotinus*). En effet, les données issues de ce protocole peuvent également permettre d'étudier des processus écologiques à grande échelle. Nous avons dans un premier temps analysé l'effet de caractéristiques du paysage (structure et composition du bocage, occupation du sol et pollution lumineuse) sur l'activité de cette espèce et déterminé l'échelle d'analyse la plus pertinente. Nous avons ensuite utilisé le modèle statistique optimal afin de modéliser l'activité de la Sérotine commune sur l'ensemble de la zone d'étude. Ce modèle intègre deux variables liées à l'occupation du sol : la part de boisements (effet négatif) ainsi que l'équitabilité de la répartition de la surface entre milieux (effet positif). On suppose qu'aucun effet de la pollution lumineuse et du bocage n'a été mis en évidence du fait des caractéristiques de la zone d'étude. La réalisation de ces analyses sur d'autres territoires effectuant déjà ce suivi permettrait une étude plus robuste de l'influence des caractéristiques du paysage sur l'activité des chiroptères.

Mots-clés. - Vigie-Chiro, paysage, pollution lumineuse, bocage, *Eptesicus serotinus*, chiroptère.

Introduction

La Sérotine commune (*Eptesicus serotinus* Schreber, 1774) est une grande chauve-souris plutôt anthropophile qui préfère les milieux mixtes en campagne et zones urbaines et affectionne particulièrement bocage, prairies, zones humides, parcs, jardins et lisières de bois [Arthur & Lemaire, 2015]. Son régime alimentaire est assez opportuniste : elle consomme des mouches et papillons en début de printemps puis de gros coléoptères et lépidoptères qu'elle capture en volant assez lentement entre 6 et 10 mètres de haut [MacDonald & Barrett, 2006 ; Schober *et al.*, 1991]. Considérée comme lucifuge, la Sérotine commune ne tolère pas l'éclairage des accès à son gîte et la distance entre gîtes d'été et d'hiver est généralement de l'ordre de la cinquantaine de kilomètres. En France, cette espèce est qualifiée de « Quasi-menacée » [UICN France *et al.*, 2017] et sa population de « en fort déclin » [Kerbiriou *et al.*, 2015]. Considérée comme commune en Normandie, elle n'y semble pas présenter de tendance d'évolution particulière [Groupe mammalogique normand, 2004].

Le suivi Vigie-Chiro, mis en place en 2007 par le Parc naturel régional des Marais du Cotentin et du Bessin [Gager, 2007], a permis de mettre en évidence la très forte activité de cette espèce et sa stabilité sur le territoire [Verniest, 2017]. En effet, la Sérotine commune est la seconde espèce la plus contactée entre 2007 et 2016 derrière la Pipistrelle commune (*Pipistrellus pipistrellus* Schreber, 1774). De plus, le nombre de contacts moyen par circuit correspond à une activité « forte » selon le référentiel national et une activité qualifiée de « très forte » a même été identifiée lors de certains relevés. On suppose que cette situation plutôt favorable pour l'espèce pourrait être due aux spécificités du territoire du PnrMCB puisque cette espèce semble sélectionner des secteurs peu boisés et avec beaucoup de prairies [Arthur *et al.*, 2014], ce qui caractérise la zone d'étude.

En effet, les caractéristiques du paysage peuvent avoir une influence importante sur les populations de chiroptères. La pollution lumineuse, par exemple, peut entraîner un retard de la sortie de gîtes ou leur abandon, attirer les insectes et par conséquent certaines chauves-souris mais également augmenter leurs chances d'être prédatées et dérégler le cycle circadien [Bat Conservation Trust & Institution of Lightning Engineers, 2018]. Les éléments linéaires du paysage tels que les haies peuvent également jouer différents rôles chez les chiroptères : protection du vent et des prédateurs et utilisation pour le déplacement notamment entre les gîtes et les zones de chasse ou encore pour la consommation [Verboom & Huitema, 1997].

Maquette Symbiose-N38-V01.indd 79 06/03/20 09:29

L'objectif de cet article est de comprendre l'effet des caractéristiques du paysage sur l'activité de la Sérotine commune (*Eptesicus serotinus* Schreber, 1774) sur le territoire du Parc naturel régional des Marais du Cotentin et du Bessin à partir des données de suivi routier Vigie-Chiro réalisé entre 2007 et 2016. Pour cela, nous répondrons aux questions suivantes : (1) Quels sont les effets de la pollution lumineuse, de la structure et composition du bocage et des modes d'occupation du sol sur l'activité de la Sérotine commune ? ; (2) Quelles échelles du paysage sont les plus pertinentes pour analyser ces effets ? et (3) Quels secteurs de la zone d'étude sont les plus favorables à l'espèce ?

Matériel et méthode

Zone d'étude

Le territoire étudié correspond au Parc naturel régional des Marais du Cotentin et du Bessin (PnrMCB), situé en Normandie occidentale sur les départements de la Manche et du Calvados. Celui-ci recouvre un espace de 148 000 hectares de zone rurale composée majoritairement d'un bocage dense et particulièrement préservé, d'environ 30 000 hectares de zones humides ainsi que de landes, de monts et d'une façade littorale en plus faibles proportions. La zone d'étude présente un intérêt chiroptérologique puisqu'elle intègre un site d'intérêt régional pour les chiroptères [Roue, 2004], désigné Zone Spéciale de Conservation depuis 2015 sous l'appellation « Coteaux calcaires et anciennes carrières de La Meauffe, Cavigny et Airel ». En outre, 17 espèces de Chiroptères sont recensées sur la zone d'étude [PnrMCB, données non publiées].

Protocole de suivi

La méthode de suivi est la version « circuit routier » du protocole Vigie-Chiro, qui fait partie du programme de sciences participatives Vigie-Nature développé par le Muséum National d'Histoire Naturelle. Ce suivi a été mis en place en 2007 sur la zone d'étude [Gager, 2007]. Ce type de protocole est particulièrement adapté au suivi des espèces chassant en milieu ouvert ou semi-ouvert telles que les Pipistrelles, la Sérotine commune et les Noctules [Battersby, 2010]. Initialement conçu pour évaluer les tendances d'évolution des populations, il peut également permettre d'évaluer la distribution spatiale et l'effet de facteurs à l'échelle du paysage [Azam *et al.*, 2016 ; Deguines *et al.*, 2008 ; Gager *et al.*, 2008 ; Kerbiriou *et al.*, 2014 ; Li & Kalcounis-Rueppell, 2018 ; Mathews *et al.*, 2015 ; Roche *et al.*, 2005, 2011 ; Russ *et al.*, 2003 ; Walsh & Harris, 1996a].

Le protocole se déroule de la façon suivante : 30 minutes après le coucher de soleil et deux fois par an (juin - début juillet et fin août - septembre), un circuit de 30 km est parcouru à vitesse réduite (environ 25 km/h) sur des petites routes. Chaque circuit est divisé en 10 tronçons de 2 km, échantillonnés à l'aide d'un détecteur à ultrasons couplé à un enregistreur et séparés de tronçons de 1 km au cours desquels l'enregistrement n'a pas été effectué [Hundt, 2012]. Consulter le site Vigie-Chiro pour plus de détails (http://www.vigienature.mnhn.fr/page/protocole-routier).

Dix circuits ont été élaborés et suivis en 2007 et 2008. Toutefois ce nombre a été réduit de moitié à partir de 2009.

Matériel utilisé

Le détecteur à ultrasons utilisé est un Tranquility Transect couplé à un enregistreur Zoom H2. Les fichiers-sons enregistrés au format .wav ont été visualisés sous forme de sonogrammes à l'aide du logiciel Syrinx © [Burt, 2006] afin de déterminer le nombre de contacts par espèce. Deux méthodes d'enregistrement ont été utilisées lors de ce suivi : l'expansion de temps pour l'ensemble des données et l'enregistrement direct à partir de 2011. La première méthode est celle qui préserve le plus d'informations du signal enregistré mais reste « sourde » lors de la restitution du signal expansé alors que la seconde permet un enregistrement en continu ainsi que la détection de signaux plus faibles mais possède une plage de fréquences limitée (entre 0 et 48 kHz). Pour la méthode d'enregistrement direct, l'expansion de temps est réalisée *a posteriori*. Un contact a été défini par une séquence de cris d'un même individu de 5 secondes maximum en enregistrement direct, ce qui correspond à la durée moyenne d'une séquence pour cette espèce [Kerbiriou *et al.*, 2019], et de 3,2 secondes maximum en expansion de temps. L'identification a été réalisée à l'aide de divers documents ainsi que de l'ouvrage « Écologie acoustique des chiroptères d'Europe - identification des espèces, étude de leurs habitats et comportements de chasse » [Barataud, 2014].

Données retenues

Bien que plusieurs espèces aient été contactées à l'occasion du suivi réalisé, seuls les résultats concernant la Sérotine commune (*Eptesicus serotinus* Schreber, 1774) sont présentés dans cet article (voir Verniest [2018] pour les autres espèces).

L'ensemble des données couvrant la période 2007 - 2016 a été utilisé et l'analyse a été effectuée à l'échelle du tronçon comme dans Azam *et al.* [2016] et Kerbiriou *et al.* [2014]. La variable expliquée correspond ainsi au nombre de contacts de Sérotine commune identifiés sur un tronçon appartenant à un circuit (10 modalités), selon une méthode d'enregistrement (2 modalités) et lors d'un passage (2 modalités) au cours d'une année (10 modalités). Afin d'étudier l'effet des caractéristiques du paysage, analyse souvent effectuée à différentes échelles en Chiroptérologie [e.g. Azam *et al.*, 2016 ; Boughey *et al.*, 2011 ; Kerbiriou *et al.*, 2018 ; Lacoeuilhe *et al.*, 2016 ; Li & Kalcounis-Rueppell, 2018 ; Vandevelde *et al.*, 2014], quatre zones tampons de 200, 500, 700 et 1000 mètres ont été tracées autour de chaque tronçon (*Figure 1*), comme dans Azam *et al.* [2016]. Chaque effet étudié se décline en quatre variables, chacune associée à une zone tampon. Du fait de leur distribution,

Maquette Symbiose-N38-V01.indd 80 06/03/20 09:29

certaines variables ont été transformées par la fonction ln(x+1). L'ensemble des variables explicatives intégrées aux modèles statistiques est détaillé *Tableau I*.

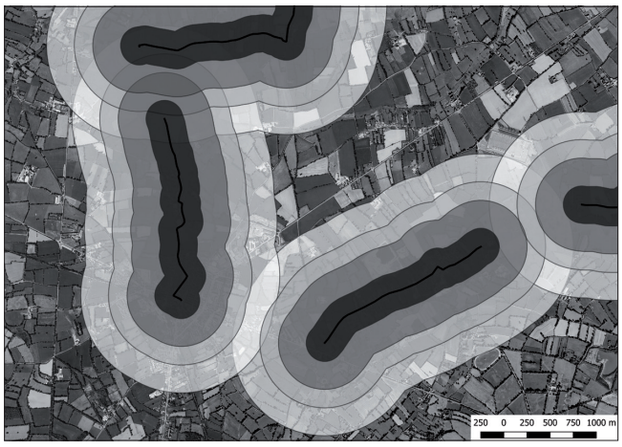


Figure 1. – Carte présentant les tronçons échantillonnés (en noir) et les quatre zones tampons associées (en nuances de gris) utilisées pour la caractérisation du paysage. Fond de carte : Ortho HR® 2015 IGN.

Les moyennes mensuelles de Luminance énergétique au format raster sont issues du programme VIIRS Nighttime Lights (Earth Observation Group, NOAA National Geophysical Data Center). Afin d'étudier la conséquence de phénomènes extrêmes plutôt que l'effet moyen de la pollution lumineuse, nous avons conservé pour chaque pixel la valeur maximale des mois de juillet et août pour les années 2014, 2015 et 2016 (données indisponibles avant 2014).

La proportion de chaque milieu au sein des zones tampons a été identifiée à partir des données d'occupation du sol de 2012 du PnrMCB. Celle-ci est issue d'une compilation de différentes données (Cadastre, Corine Land Cover, BD TOPO®, BD Forêt®, RPG, inventaires spécifiques) ainsi que de divers traitements. Afin de réduire le nombre de variables, les 20 classes d'occupation du sol initiales ont été regroupées en 7 classes. Un indice de diversité Shannon ainsi qu'un indice d'équitabilité de Pielou ont également été calculés. Le premier indice présente de fortes valeurs lorsque les surfaces sont équitablement réparties entre un grand nombre de classes d'occupation du sol différentes alors que le second augmente uniquement avec l'équitabilité de la répartition des surfaces entre milieux.

Variable	Type	Thème	Description
[1] Arbres_X	Réel	Bocage	Densité d'alignement d'arbres (en $m.ha^{-1}$)
[1] Haies_B_X	Réel	Bocage	Densité de haies basses (en $m.ha^{-1}$)
Haies_V_X	Réel	Bocage	Densité de haies vives sans dominante haut jet (en $m.ha^{-1}$)
[1] Haies_VHJ_X	Réel	Bocage	Densité de haies vives à dominante haut jet (en $m.ha^{-1}$)
[1] Talus_X	Réel	Bocage	Densité de talus nu (en $m.ha^{-1}$)
Haies_tot_X	Réel	Bocage	Densité totale des haies de tous types (en $m.ha^{-1}$)
Cohérence_X	Réel	Bocage	Indice de cohérence du bocage (en %)
1 Lum_X	Réel	Pollution lumineuse	Luminance énergétique moyenne (en $nanoWatts.cm^{-2}.sr^{-1}$)
[1] Arti_X	Réel	Occupation du sol	Part surfacique en éléments artificialisés (en %)
Prairies_X	Réel	Occupation du sol	Part surfacique en prairies (en %)
Cultures_X	Réel	Occupation du sol	Part surfacique en cultures (en %)
[1] Forêts_X	Réel	Occupation du sol	Part surfacique en boisements (en %)
MH_X	Réel	Occupation du sol	Part surfacique en milieux humides (en %)
[1] MNO_X	Réel	Occupation du sol	Part surfacique en milieux naturels ouverts ou semi-ouverts (en %)
[1] Eau_X	Réel	Occupation du sol	Part surfacique en eau (en %)
Shannon_X	Réel	Occupation du sol	Indice de diversité de Shannon de l'occupation du sol
Pielou_X	Réel	Occupation du sol	Indice d'équitabilité de Pielou de l'occupation du sol
Année	Catégorielle	Caractéristiques de l'observation	Année d'observation (10 modalités)
Passage	Catégorielle	Caractéristiques de l'observation	Passage biannuel d'observation (2 modalités)
Circuit	Catégorielle	Caractéristiques de l'observation	Identifiant du Circuit (10 modalités)
Tronçon	Catégorielle	Caractéristiques de l'observation	Identifiant du Tronçon (100 modalités)
Ordre	Entier positif	Caractéristiques de l'observation	Ordre d'échantillonnage du Tronçon au sein du Circuit
Méthode	Catégorielle	Caractéristiques de l'observation	Méthode d'enregistrement (2 modalités)
[2] T_{fin}	Réel	Conditions d'observation	Température relevée à la fin du Circuit (en degrés Celsius)
Vent	Catégorielle	Conditions d'observation	Force du vent (4 modalités)
Nuage	Catégorielle	Conditions d'observation	Nébulosité (4 modalités)

[1] Variable transformée par la fonction ln(x+1) - [2] Variable transformée par la fonction ln(x)

Tableau I. – Description des variables explicatives utilisées dans les modèles. Le suffixe « X » correspond à l'échelle du paysage analysé : 200, 500, 700 ou 1000.

Maquette Symbiose-N38-V01.indd 81 06/03/20 09:29

Les différentes variables liées au bocage ont été déterminées à partir de la base de données « Bocage », commune aux Parcs naturels régionaux de la région Normandie et qui localise l'ensemble des haies présentes en 2010 sur la zone d'étude, digitalisées et caractérisées par photo-interprétation. L'indice de cohérence du bocage, calculé sur des dalles de 500 mètres de côté, représente la qualité de l'organisation spatiale des haies, un indice se rapprochant de 100 % indiquant un bocage très structuré et un indice se rapprochant de 0 % indiquant à l'inverse un maillage très discontinu [Vadaine, 2002].

Enfin deux variables relatives aux conditions d'observation ont également été prises en compte : la température à l'arrivée du circuit et la force du vent estimée. La nébulosité, initialement estimée, a été écartée du fait du trop grand nombre de valeurs manquantes. Lorsque les conditions de température et de vent n'ont pas été relevées, elles ont été ajoutées *a posteriori* d'après les données de la station météorologique de Cherbourg-Maupertus (disponibles sur le site http://www.infoclimat.fr/).

Analyses spatiales et statistiques

Le logiciel libre QGIS [Quantum GIS Development Team, 2016] ainsi que le logiciel ArcGIS® [ESRI, 2016] ont été utilisés pour les traitements et analyses SIG ainsi que pour la production de cartes. L'extraction de données raster sur les zones tampons a été effectuée à l'aide de l'outil « Zonal Statistics as Table » de l'extension d'ArcGIS Spatial Analyst.

Afin de nous affranchir de la structure hiérarchique de nos données, de ne pas utiliser trop de degrés de liberté et de généraliser à l'ensemble du territoire les résultats [Zuur *et al.*, 2009], des modèles linéaires généralisés mixtes (GLMM) ont été ajustés à l'aide du package glmmADMB [Fournier *et al.*, 2012 ; Skaug *et al.*, 2016], outils souvent mobilisés en Chiroptérologie [Azam *et al.*, 2015, 2016 ; Battersby, 2010 ; Boughey *et al.*, 2011 ; Kerbiriou *et al.*, 2015, 2018 ; Lacoeuilhe *et al.*, 2018 ; Mathews *et al.*, 2015 ; Roche *et al.*, 2005, 2011 ; Vandevelde *et al.*, 2014]. La variable réponse présentant une forte sur-dispersion, une distribution binomiale négative a été choisie, choix validé par le Likelihood Ratio Test [Zuur *et al.*, 2009].

Afin de limiter le nombre de variables ainsi que les problèmes de multi-colinéarité constatés par calcul du Variance Inflation Factor, 8 modèles au total ont été ajustés : deux modèles pour chacune des quatre échelles d'analyse, le premier (modèle 1) intégrant les variables caractérisant le bocage ainsi que la pollution lumineuse et le second (modèle 2) les variables d'occupation du sol. L'année d'observation est intégrée en effet aléatoire alors que le circuit et tronçon d'observation sont intégrés en effet aléatoire hiérarchique.

- (1) Activité ~ Méthode+Ordre+Vent+T_{fin}+Passage+(Pollution lumineuse+Variables Bocage)+1|Circuit/Tronçon +1|Année
- (2) Activité ~ Méthode+Ordre+Vent+T_{fin}+Passage+(Occupation du sol)+1|Circuit/Tronçon +1|Année

Pour chacun des 8 modèles, l'ensemble des combinaisons à maximum 3 variables caractérisant le paysage a été testé à l'aide de la fonction dredge du package MuMIN [Barton, 2019] et classées selon leur AICc (critère d'Akaïké adapté aux petits échantillons). En effet, une première étape de suppression des variables pas-à-pas a permis d'établir que le modèle optimal ne contiendrait vraisemblablement pas plus de trois variables caractérisant le paysage. Les combinaisons associant deux variables ayant un coefficient de corrélation supérieur ou égal à 0,7 ont été exclues. Le modèle ajusté a été validé selon la procédure détaillée dans Zuur *et al.* [2009] après nous être assurés que les variables présentes dans le modèle final avaient toutes un effet significatif. Une fois l'étape de sélection du jeu de variables explicatives optimal effectuée pour chacun des 8 modèles, ceux-ci ont été combinés en quatre modèles (un pour chaque échelle) puis en un unique modèle (*Figure 2*).

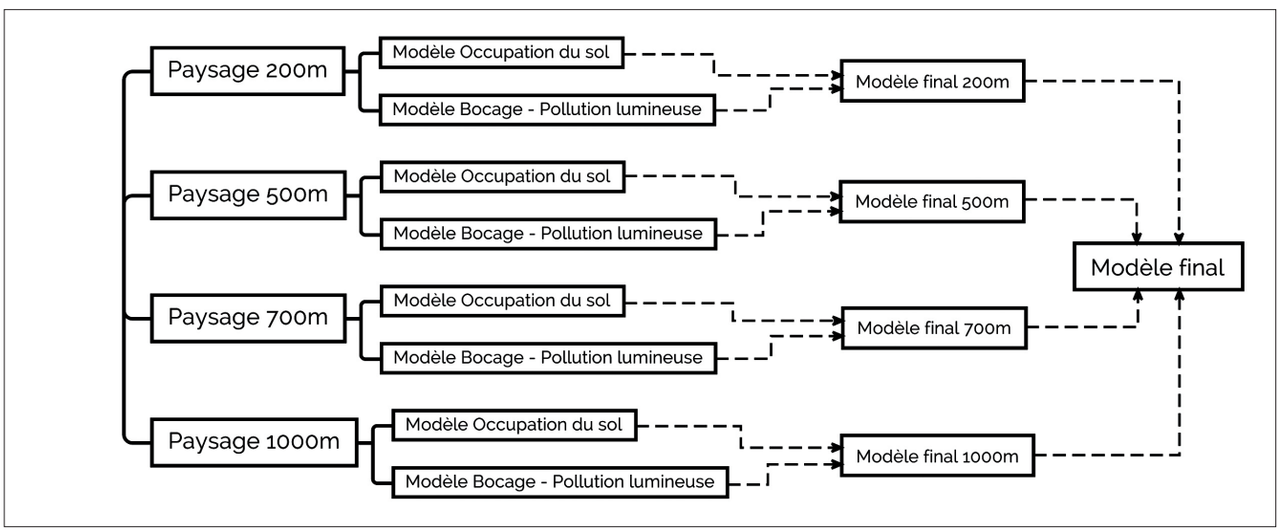


Figure 2. – Schéma détaillant la démarche de modélisation.

Maquette Symbiose-N38-V01.indd 82 06/03/20 09:29

Pour l'ensemble de ces procédures, le risque de première espèce α a été fixé à 5 %. On restera toutefois très prudent pour les effets ayant une significativité située entre 1 % et 5 % comme conseillé dans Zuur *et al.* [2009] étant donné la complexité de certains modèles utilisés. L'ensemble des analyses statistiques a été réalisé avec le logiciel libre R [R Core Team, 2016].

Prédiction de l'activité

Afin de prédire l'activité de la Sérotine commune à l'échelle du territoire, la zone d'étude a été découpée en un maillage de 1 km par 1 km. Les données caractérisant le paysage ont ensuite été extraites après application des quatre zones tampons à partir du centre de chaque dalle. Les variables non liées au paysage présentes dans le modèle final ont été fixées arbitrairement. Une valeur d'activité est alors estimée pour le centre de la dalle et représentée à l'échelle de celle-ci. Du fait du pouvoir prédictif assez limité du modèle statistique et de la plus grande gamme de valeurs des variables extraites des dalles par rapport à celles utilisées pour l'ajustement des modèles, l'activité modélisée est représentée en quantiles. Les dalles en bordure du territoire ne sont pas représentées, les zones tampons associées n'étant pas entièrement contenues dans la zone d'étude.

Résultats

Effet du paysage sur l'activité

La composition des modèles pour chacune des quatre échelles d'analyse ainsi que celle du modèle final sont présentées *Tableau II*. On remarque tout d'abord l'omniprésence des variables synthétisant l'occupation du sol (i.e. Shannon et Pielou), d'autant plus qu'elles présentent toutes les deux un effet significatif pour les rayons allant de 500 à 1000 m (mais ne sont jamais associées car trop fortement corrélées). On constate également que le modèle optimal toutes échelles confondues est identique au meilleur des quatre autres modèles et ne constitue pas une combinaison de plusieurs modèles intermédiaires. Ce modèle final révèle un effet positif de l'équitabilité de la répartition surfacique des différents modes d'occupation du sol ainsi qu'un effet négatif de la part surfacique des boisements sur l'activité de la Sérotine commune dans un rayon d'un kilomètre autour de chaque tronçon.

Echelle	Effets	AICc
200 m	Shannon (+) *** ; Forêts (-) *	4155
500 m	Shannon (+) **	4156,49
700 m	Pielou (+) **	4156,43
1000 m	Pielou (+) *** ; Forêts (-) *	4151,72
Toutes échelles	Pielou_1000 (+) *** ; Forêts_1000 (-) *	4151,72

(+) : Effet positif ; (-) : Effet négatif

* : significativité à 5 % ; ** : significativité à 1 % ; *** : significativité à 1 ‰

Tableau II. – Composition en variables paysagères des différents modèles retenus pour l'activité d'*Eptesicus serotinus*.

Effet des autres variables sur l'activité

La température ainsi que l'ordre d'échantillonnage du tronçon au sein du circuit ont un effet significatif positif sur l'activité de la Sérotine commune. Le nombre de contacts détectés avec la méthode d'enregistrement « direct » est, comme attendu, plus élevé qu'avec la méthode « expansion de temps » du fait du seuil de déclenchement présent en expansion de temps. Le vent n'a pas d'effet significatif, ce qui est sans doute lié aux contraintes du protocole qui requiert de ne pas mener de suivi par vent fort (vent maximal observé de Force 4 sur l'échelle de Beaufort, soit environ 30 $km.h^{-1}$). Aucun effet significatif pour le passage n'a été détecté.

Modélisation à l'échelle du territoire

La prédiction de l'activité de la Sérotine commune à l'échelle de l'ensemble du PnrMCB est présentée *Figure 3*. Les faibles activités modélisées correspondent aux quelques patchs forestiers du territoire ainsi qu'aux zones importantes de marais qui sont associées à un faible indice d'équitabilité de Pielou. Le secteur Sud-Ouest de la zone d'étude paraît également légèrement plus favorable, à l'inverse du secteur Sud-Est.

Discussion

Effets liés aux caractéristiques du paysage

Aucun effet de la pollution lumineuse sur la Sérotine commune, considérée comme lucifuge [Arthur & Lemaire, 2015], n'a été mis en évidence par notre étude tout comme dans les études de Azam *et al.* [2015], Burette [2014] et Vernet [2014]. En revanche, un effet négatif a été détecté par Azam *et al.* [2016] et un effet positif par Lacoeuilhe *et al.* [2016]. Bien que les méthodes de ces différentes études divergent, notamment en termes d'échelle d'étude, les rendant difficilement comparables, on constate que pour une même espèce les conclusions avancées sont très différentes. On peut également supposer que la faible pollution lumineuse de la zone d'étude et le positionnement des tronçons ne permettent pas de mettre en évidence un quelconque effet sur l'activité. En effet, seuls quelques tronçons (moins d'une dizaine) présentent de fortes valeurs de Luminance énergétique et la moyenne du territoire reste bien en-deçà de la moyenne de la France métropolitaine (*Tableau III*).

Un effet positif des haies (mesuré via leur densité, leur longueur, leur largeur, leur hauteur ou le type de haies, etc.) sur l'activité de l'ensemble de la chiroptérofaune a été mis en évidence dans de nombreuses études [e.g. Lacoeuilhe *et al.*, 2016 ; Walsh & Harris, 1996a, b].Toutefois ces effets varient largement selon la structure et la composition de la haie [Lacoeuilhe *et al.*, 2018], l'espèce concernée et la méthode d'étude. Ainsi la Sérotine commune ne semble être affectée par aucune des variables liées au bocage sur la zone d'étude, tout comme dans Boughey *et al.* [2011]. Un effet positif pour cette espèce avait toutefois été détecté dans Verboom &

Maquette Symbiose-N38-V01.indd 83 06/03/20 09:29

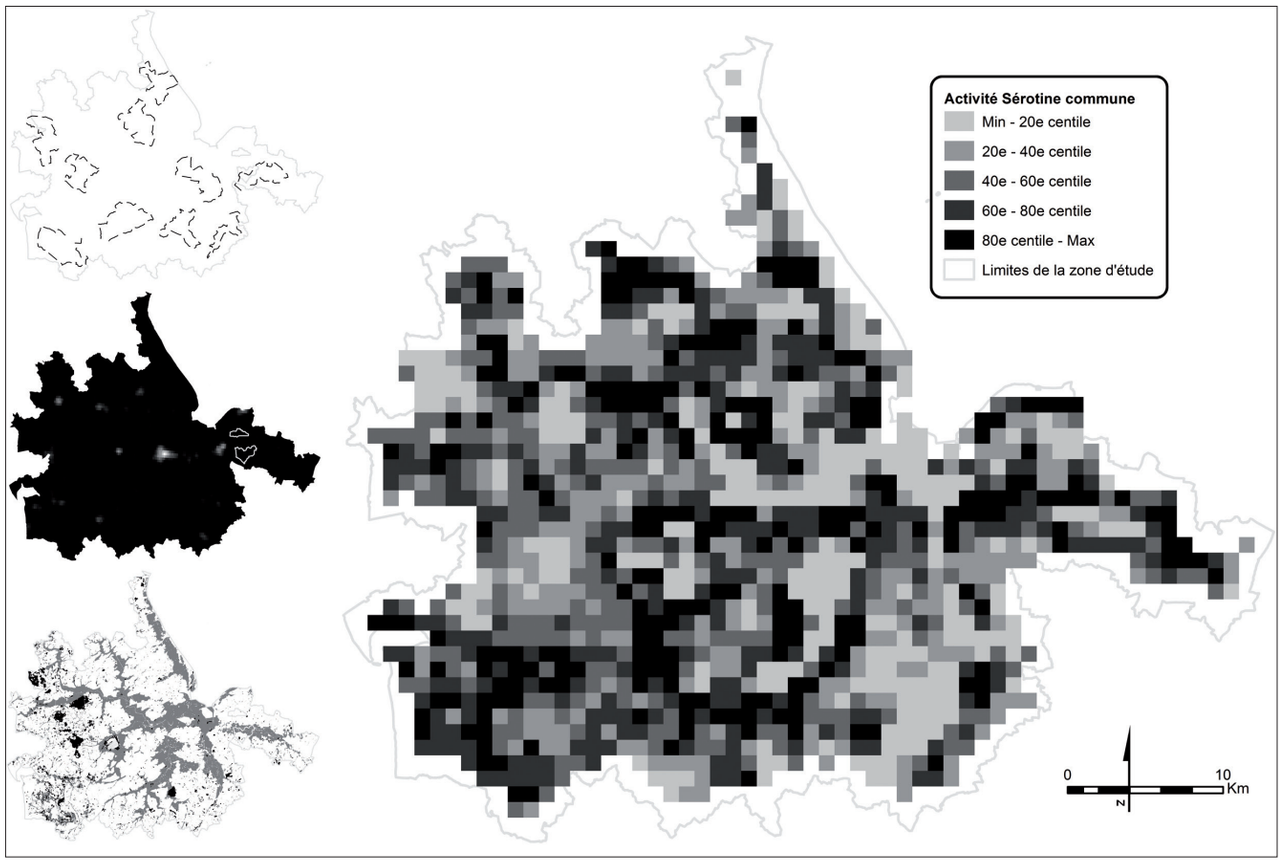


Figure 3. – A gauche, de haut en bas : localisation des tronçons échantillonnés (en noir) sur le territoire du PnrMCB (limites en gris) ; luminance énergétique moyenne (minimum en noir, maximum en blanc) ; localisation des forêts (en noir) et des zones humides (en gris). A droite : carte de prédiction de l'activité de la Sérotine commune.

Territoire	Moyenne	Ecart-type	Min – Max
France métropolitaine	1,98	12,08	0,01 – 7287
PnrMCB	0,90	2,15	0,25 – 46,55
Tronçons échantillonnés – rayon 1000 m	0,79	1,33	0,26 – 25,49
Tronçons échantillonnés – rayon 700 m	0,81	1,31	0,26 – 17,09
Tronçons échantillonnés – rayon 500 m	0,83	1,35	0,26 – 16,64
Tronçons échantillonnés – rayon 200 m	0,86	1,27	0,28 – 12,56

Tableau III. – Résumé statistique de la Luminance énergétique moyenne (en nanoWatts.cm^{-2}.sr^{-1}) mesurée à différentes échelles.

Huitema [1997], de même qu'un effet négatif de la densité de haies et un effet positif de leur production en bois dans Lacoeuilhe *et al.* [2018]. On peut supposer qu'un effet positif des éléments linéaires du bocage serait certainement plus facile à mettre en évidence dans des paysages à moindre densité du bocage.

En ce qui concerne les effets liés à l'occupation du sol, on retrouve un effet négatif de la part de boisements sur l'activité de la Sérotine commune, comme le laissait présager la mise en place des circuits qui avait mis en évidence le peu de contacts de cette espèce dans ces milieux [Gager, 2007]. En revanche, un effet positif de la part de boisements a été détecté dans Boughey *et al.* [2011] : on peut penser que le bocage, très dense sur notre zone d'étude, se substitue favorablement aux boisements, qui joueraient un rôle plus important dans des secteurs au bocage moins préservé. De plus, les colonies de cette espèce semblent situées dans des paysages peu boisés [Arthur *et al.*, 2014]. Cet effet est associé dans notre étude à un effet positif de l'équitabilité de la répartition des milieux (Indice d'équitabilité de Pielou) ou de la diversité des milieux (Indice de diversité de Shannon) selon l'échelle d'analyse considérée. Ce résultat n'est pas surprenant, cette espèce appréciant les milieux mixtes en campagne composés de prairies, zones humides et bocage [Arthur & Lemaire, 2015]. En revanche, aucun effet de la proportion de surface anthropisée n'est détecté alors que l'on retrouve un effet négatif pour cette espèce dans Azam *et al.* [2016].

Maquette Symbiose-N38-V01.indd 84 06/03/20 09:29

Modélisation à l'échelle du territoire

Les zones de marais semblent moins favorables à l'activité de cette espèce, constat qui résulte d'un effet négatif indirect de ces secteurs, ceux-ci étant très peu associés à d'autres types de milieux, et non d'un effet négatif direct des zones humides. L'importance de la population de la Sérotine commune sur la zone d'étude, caractérisée par les indices d'activité et la stabilité de sa population [Verniest, 2017], ne serait donc pas due à la remarquable zone de marais. Cette intuition est renforcée par d'autres études [Lecaplain, données non publiées ; Rideau, 2011] réalisées sur les zones humides de la zone d'étude et qui mettent en avant une activité inférieure de la Sérotine commune sur ces milieux, bien que les différences de protocoles puissent expliquer en partie ces divergences de résultats. La sélection de colonies dans des secteurs à faible densité d'étendues d'eau pourrait également expliquer ce résultat [Arthur *et al.*, 2014].

Limites de l'étude

Les données caractérisant le paysage sont identiques quelle que soit l'année, du fait de l'absence d'acquisition annuelle de données, et le suivi n'intègre pas d'éventuelles modifications des milieux ou des conditions d'éclairage à proximité immédiate des tronçons, le relevé d'une telle information étant laborieux. Bien que ces modifications puissent avoir une incidence sur l'activité des chauves-souris, on peut supposer qu'en une dizaine d'année les variations de ces paramètres restent minimes. Les données d'occupation du sol se limitant au périmètre du PnrMCB, les zones tampons des tronçons d'enregistrement situées en partie en dehors des communes du Parc ont été complétées en utilisant un processus de traitement allégé additionné d'une étape de photo-interprétation. Ces zones ne représentant qu'entre 4,8 et 6,6 % de la surface totale analysée, on suppose que d'éventuelles différences entre les méthodes n'ont que peu d'impact sur les résultats. La résolution des données de pollution lumineuse est certainement trop faible (pixels de 14 ha environ) pour les plus petites échelles d'étude du paysage. Toutefois, les autres données disponibles ne couvraient pas l'ensemble de la zone d'étude ou bien ne résultaient pas de mesures directes mais de calculs réalisés à partir de données d'occupation du sol. Il faut également souligner que la détermination du type de haies ainsi que leur détection s'avèrent difficile et peuvent varier selon les personnes ayant renseigné les données.

Enfin l'ajustement des modèles statistiques aux données n'est pas optimal. Toutefois les alternatives envisagées présentant plus d'inconvénients (e.g. modèle non adapté à la prédiction, forte altération des données entraînant une importante perte d'information) que d'avantages, nous avons décidé de ne pas y recourir et de conserver les modèles et données utilisées tout en restant prudent sur les résultats obtenus.

Remerciements

Nous remercions la Société Française d'Etude et de Protection des Mammifères et le Muséum d'Histoire Naturelle de Bourges pour l'organisation de cette 17e édition des Rencontres nationales chauves-souris et pour avoir accepté l'affichage du poster que résume cet article. Une version de ce poster, présentée à la Conférence Francophone ESRI 2018, est disponible sur https://sig2018.esrifrance.fr/iso_album/poster_verniest_esri_2018.jpg.

Ces résultats s'inscrivent dans le cadre d'une étude de six mois financée par la Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de Normandie. Le rapport complet de cette étude est disponible sur http://www.etudes-normandie.fr/accueil.

Merci également à l'ensemble des personnes ayant participé au suivi Vigie-Chiro sur le territoire du Parc naturel régional des Marais du Cotentin et du Bessin.

Références bibliographiques

Arthur L. & Lemaire M., 2015. – *Les chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse*. Mèze – Paris, Biotope – Muséum national d'histoire naturelle (Parthénope), 544 p. isbn 978-2-36662-139-6 978-2-85653-768-8 978-2-914817-35-6.

Arthur L., Lemaire M., Dufrêne L., Le Viol I., Julien J.F. & Kerbiriou C., 2014. – Understanding bat-habitat associations and the effects of monitoring on long-term roost success using a volunteer dataset. *Acta Chiropterologica*, 16 (2) : 397411. <https://doi.org/10.3161/150811014X687350>.

Azam C., Kerbiriou C., Vernet A., Julien J.F., Bas Y., Plichard L., Maratrat J. & Le Viol I., 2015. – Is part-night lighting an effective measure to limit the impacts of artificial lighting on bats?. *Global Change Biology*, 21 (12) : 43334341. <https://doi.org/10.1111/gcb.13036>.

Azam C., Le Viol I., Julien J.F., Bas Y. & Kerbiriou C., 2016. – Disentangling the relative effect of light pollution, impervious surfaces and intensive agriculture on bat activity with a national-scale monitoring program. *Landscape Ecology*, 31 (10) : 24712483. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0417-3>.

Barataud M., 2014. – *Écologie acoustique des chiroptères d'Europe - identification des espèces, étude de leurs habitats et comportements de chasse*. Mèze – Paris, Biotope – Muséum national d'histoire naturelle, 344 p. isbn 978-2-36662-122-8 978-2-85653-710-7 978-2-36662-123-5 978-2-85653-723-7.

Barton K., 2016. – *MuMIn: Multi-Model Inference*. R package version 1.15.6 <https://cran.r-project.org/web/packages/MuMIn/index.html>.

Bat Conservation Trust & Institution of Lightning Engineers, 2018. – *Bats and artificial lighting in the UK*. Guidance note <https://cdn.bats.org.uk/pdf/Resources/ilp-guidance-note-8-bats-and-artificial-lighting-com-

Maquette Symbiose-N38-V01.indd 85 06/03/20 09:29

pressed.pdf?mtime=20181113114229>.

Battersby J. (comp), 2010. – *Guidelines for Surveillance and Monitoring of European Bats*. Bonn, UNEP – EUROBATS (EUROBATS Publication Series), 95 p. isbn 978-92-95058-26-2.

Boughey K.L., Lake I.R., Haysom K.A. & Dolman P.M., 2011. – Improving the biodiversity benefits of hedgerows: how physical characteristics and the proximity of foraging habitat affect the use of linear features by bats. *Biological Conservation*, 144 (6) : 17901798. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2011.02.017>.

Burette L., 2014. – *Analyse des incidences des éclairages artificiels sur la sélection des gîtes de parturition et sur la phénologie de quatre espèces de Chiroptères*. Université Pierre et Marie Curie – Muséum national d'histoire naturelle. Rapport de stage de Master 2 <http://www.museum-bourges.net/doc.php?ID=248>.

Burt J., 2006 – *Syrinx version 2.6L*. Copyright © 1995 – 2006 John Burt. Real Time Spectrographic Recording, Analysis and Playback of Sounds.

Deguines N., Robert A., Julien J.F., Lorrillière R. & Kerbiriou C., 2008. – Capacité du programme de suivi des chauves-souris communes à détecter des variations temporelle d'abondance. *Rencontres Nationales Chauves-souris*, Bourges, 22-23 Mars.

ESRI, 2016. – *ArcGIS® software by Esri*. ArcGIS® and ArcMap™ are the intellectual property of Esri and are used herein under license. Copyright © Esri. All rights reserved. For more information about Esri® software, please visit <www.esri.com>.

Fournier D.A., Skaug H.J., Ancheta J., Ianelli J., Magnusson A., Maunder M., Nielsen A. & Sibert J., 2012. – AD Model Builder: using automatic differentiation for statistical inference of highly parameterized complex nonlinear models. *Optimization Methods and Software*, 27 (2) : 233-249.

Gager Y., 2007. – *Test du protocole de suivi des chauves-souris par détection ultrasonore sur le territoire du Parc Naturel Régional des Marais du Cotentin et du Bessin – Année 2007*. Parc naturel régional des marais du Cotentin et du Bessin – Muséum national d'histoire naturelle. Rapport d'étude <http://yanngager.weebly.com/uploads/7/3/1/0/7310770/mnhn_rapportpnrmcb.pdf>.

Gager Y., Julien J.F., Fillol N., Jiguet F. & Kerbiriou C., 2008. – Intérêt du suivi des chauves-souris communes à l'échelle locale : cas du Parc Naturel Régional des marais du Bessin et du Cotentin. *Rencontres Nationales Chauves-souris*, Bourges, 22-23 Mars.

Groupe mammalogique normand, 2004. – *Les mammifères sauvages de Normandie : statut et répartition, 1991-2001*. Épaignes, Groupe mammalogique normand, 306 p. isbn 978-2-9503208-1-0.

Hundt L., 2012. – *Bat surveys: good practice guidelines, 2nd edition*. London, Bat Conservation Trust, 96 p. isbn 978-1-872745-98-5

Kerbiriou C., Azam C., Touroult J., Marmet J., Julien J.F. & Pellissier V., 2018. – Common bats are more abundant within Natura 2000 areas. *Biological Conservation*, 217 (january) : 6674. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2017.10.029>.

Kerbiriou C., Bas Y., Le Viol I., Lorrillière R., Mougnot J. & Julien J.F., 2019. – Bat Pass Duration Measurement: An Indirect Measure of Distance of Detection. *Diversity*, 11 (3). <https://doi.org/10.3390/d11030047>.

Kerbiriou C., Julien J.F., Arthur L., Depraetere M., Lemaire M., Le Viol I., Lorrillière R., Maratrat J., Marmet J., Pellissier V. & Reneville C., 2014. – Suivi national des chauves-souris communes et retombées locales. *Symbioses,* n.s.*,* 32.

Kerbiriou C., Julien J.F., Bas Y., Marmet J., Le Viol I., Lorrillière R., Azam C., Gasc A. & Lois G., 2015. – Vigie-Chiro : 9 ans de suivi des tendances des espèces communes. *Symbioses*, n.s., 34 & 35.

Lacoeuilhe A., Machon N., Julien J.F. & Kerbiriou C., 2016. – Effects of hedgerows on bats and bush crickets at different spatial scales. *Acta Oecologica*, 71 (february) : 6172. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2016.01.009>.

Lacoeuilhe A., Machon N., Julien J.F. & Kerbiriou C., 2018. – The relative effects of local and landscape characteristics of hedgerows on bats. *Diversity*, 10 (3). <https://doi.org/10.3390/d10030072>.

Li H. & Kalcounis-Rueppell M., 2018. – Separating the effects of water quality and urbanization on temperate insectivorous bats at the landscape scale. *Ecology and Evolution*, 8 (1) : 667678. <https://doi.org/10.1002/ece3.3693>.

MacDonald D.W. & Barrett P., 2006. – *Guide complet des mammifères de France et d'Europe : plus de 200 espèces terrestres et aquatiques*. Paris, Delachaux & Niestlé, 304 p. isbn 978-2-603-01361-8.

Mathews F., Roche N., Aughney T., Jones N., Day J., Baker J. & Langton S., 2015. – Barriers and benefits: implications of artificial night-lighting for the distribution of common bats in Britain and Ireland. *Philosophical Transactions of Royal Society*, 370, 1667.

Quantum GIS Development Team, 2016. – *Quantum GIS Geographic Information System*. Open Source Geospatial Foundation Project <http://qgis.osgeo.org>.

R Core Team, 2016. – *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>

Rideau C., 2011. – *Inventaire acoustique des Chiroptères dans les zones humides du Parc naturel régional des Marais du Cotentin et du Bessin*. Parc naturel régional des marais du Cotentin et du Bessin - Groupe Mammalogique Normand. Rapport d'étude (consultable au PnrMCB).

Roche N., Catto C., Langton S., Aughney T. & Russ J., 2005. – Development of a Car-Based Bat Monitoring Protocol for the Republic of Ireland. *Irish Wildlife Manuals*, 19. issn 1393 – 6670.

Roche N., Langton S., Aughney T., Russ J.M., Marnell F., Lynn D. & Catto C., 2011. – A car-based monitoring method reveals new information on bat populations and distributions in Ireland. *Animal Conservation*, 14 (6) : 642651. <https://doi.org/10.1111/j.1469-1795.2011.00470.x>.

Maquette Symbiose-N38-V01.indd 86 06/03/20 09:29

Roue S. (coord.), 2004. – *Inventaire des sites à protéger à chiroptères en France métropolitaine – Mise à jour de l'inventaire de 1995*. Ministère de l'écologie et du développement durable – SFEPM. Rapport d'étude.

Russ J. M., Briffa M. & Montgomery W.I., 2003. – Seasonal patterns in activity and habitat use by bats (*Pipistrellus* spp. and *Nyctalus leisleri*) in Northern Ireland, determined using a driven transect. *Journal of Zoology*, 259 (3) : 289299. <https://doi.org/10.1017/S0952836902003254>.

Schober W., Grimmberger E. & Cuisin M., 1991. – *Guide des chauves-souris d'Europe : biologie, identification, protection*. Neuchâtel – Paris, Delachaux & Niestlé, 223 p. isbn 978-2-603-00748-8.

Skaug H., Fournier D., Bolker B., Magnusson A. & Nielsen A., 2016. – Generalized Linear Mixed Models using 'AD Model Builder'. R package version 0.8.3.3.

UICN France, MNHN, SFEPM & ONCFS, 2017. – Mammifères de France métropolitaine. In UICN France & MNHN, *La liste rouge des espèces menacées en France*. Paris <https://uicn.fr/liste-rouge-mammiferes/>.

Vadaine E., 2002. – *Appréciation quantitative de l'évolution du paysage bocager - Mise au point d'un indicateur de la dynamique bocagère*. Université de Caen. Rapport de Maîtrise de géographie <http://www.donnees.normandie.developpement-durable.gouv.fr/pdf/RAPPORT/Memoire_E_Vadaine_2002.pdf>.

Vandevelde J.C., Bouhours A., Julien J.F., Couvet D. & Kerbiriou C., 2014. – Activity of European common bats along railway verges. *Ecological Engineering*, 64 (march) : 4956. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.12.025>.

Verboom B. & Huitema H., 1997. – The importance of linear landscape elements for the pipistrelle *Pipistrellus pipistrellus* and the serotine bat *Eptesicus serotinus*. *Landscape Ecology*, 12 (2) : 117-125. <https://doi.org/10.1007/BF02698211>.

Vernet A., 2014. – *Analyse de l'effet de la gestion de l'éclairage public sur l'activité des Chiroptères dans le Parc naturel régional du Gâtinais français*. Université Montpellier 2 – Parc naturel régional du Gâtinais français – Muséum national d'histoire naturelle. Rapport de stage de Master 2 <http://alexia.monsavoir.net/docs/2014_mnhn_chiro-eclairage.pdf>.

Verniest F., 2017. – Suivi des chauves-souris communes sur le territoire du Parc naturel régional des Marais du Cotentin et du Bessin - Synthèse des résultats et Tendances temporelles. *Le Petit Lérot*, 69 : 1526.

Verniest F., 2018. – *Suivi des chauves-souris communes sur le territoire du PnrMCB - Analyse des données 2007 à 2016*. Parc naturel régional des Marais du Cotentin et du Bessin. Rapport d'étude <http://www.etudes-normandie.fr/accueil?id=1285>.

Walsh A.L. & Harris S., 1996a. – Factors determining the abundance of vespertilionid bats in Britain: geographical, land class and local habitat relationships. *Journal of Applied Ecology*, 33 (3) : 519-529. <https://doi.org/10.2307/2404981>.

Walsh A.L. & Harris S., 1996b. – Foraging habitat preferences of vespertilionid bats in Britain. *Journal of Applied Ecology*, 33 (3) : 508-518. <https://doi.org/10.2307/2404980>.

Zuur A.F., Ieno E.N., Walker N., Saveliev A.A. & Smith G.M., 2009. – *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. New York, Springer, 574 p. isbn 978-0-387-87457-9 978-0-387-87458-6.

Maquette Symbiose-N38-V01.indd 87 06/03/20 09:29