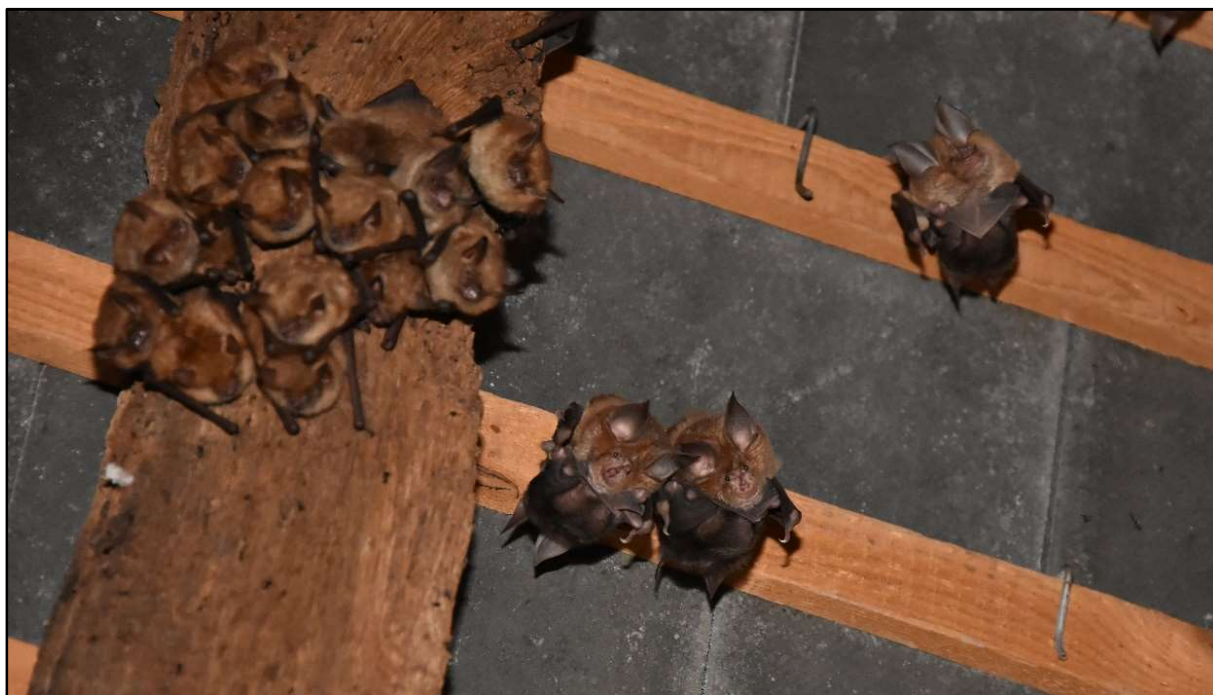


MASTER 2 PNB : PATRIMOINE NATUREL ET BIODIVERSITÉ -ANNÉE 2018/2019-

RAPPORT DE STAGE - Septembre 2019

Mélanie DARNAULT



Elaboration d'une stratégie de suivi des chiroptères anthropophiles au gîte (Bretagne, France)

Structure d'accueil :
Groupe Mammalogique Breton
Thomas DUBOS
Chargé de mission
« Etudes et médiation pour
les mammifères sauvages »

Co-encadrants :
**Centre d'Ecologie et des
Sciences de la Conservation**
**(Muséum National d'Histoire
Naturelle)**
Christian Kerbirou
*Maitre de conférence et
Chargé d'enseignement,*
Kévin Barré
Post-doctorant

Co-responsables du Master PNB :
Université Rennes 1
Anne-Marie CORTESERO
Frédérique YSNEL
Maryvonne CHARRIER
Sébastien DUGRAVOT

Remerciements

Je souhaite tout d'abord remercier mon maître de stage Thomas, qui m'a fait confiance et m'a permis de réaliser ce stage. Merci à lui pour son soutien, ses conseils et le temps infini dépensé pour m'apporter de l'aide (un petit hommage à ces longs après-midi de remise en forme des données).

Un immense merci à Christian et Kévin pour leur soutien scientifique et statistique sans faille (merci pour vos réponses 7j/7 et 24h/24). Merci pour tous ces échanges et ces journées passées à Concarneau qui ont été extrêmement enrichissantes !

Je souhaite aussi remercier Meggane pour sa sympathie, sa gentillesse, sa bonne humeur et son extrême bienveillance. Merci pour ses superbes journées (et nuits) de terrain ! Sans oublier les journées de bureau...

Merci à l'équipe du GMB – Franck, Thomas LC., Thomas D., Josselin, Nicolas - et à Arnaud de Bretagne Vivante pour leur travail sur les jeux de données. Merci aux bénévoles qui depuis 20 ans (et parfois plus !), effectuent les suivis de populations et m'ont permis d'obtenir un jeu de données si intéressant.

Merci à Louise pour sa présence perpétuelle et son soutien incalculable !

Merci à Nathan, mon arachnologue voyageur préféré, pour toutes les folles journées de statistiques à distance/râlements/incertitudes et déconnades (il en faut !).

Merci à Enora pour nos échanges constructifs et son soutien.

Merci à Thomas, Arnaud, Christian, Louise et Yoann pour leur relecture.

Merci à M. Ysnel pour ses réponses à mes questionnements durant cette période.

Merci à Elodie, Nico, Meggane et Fred pour leur accueil incroyable. Un immense merci pour les folles soirées de notre fine équipe !

Je souhaite remercier mes amis Arnaud et Laure avec qui j'ai pu passer, depuis 2 ans, des moments de chiroptérologie (et autres) incroyables !

Je souhaite remercier Yoann pour sa patience et son soutien infini. Merci à toi, sans qui, cette passion pour la chiroptérologie n'aurait peut-être jamais vu le jour. Merci d'avoir changé ma vie... de naturaliste !

Pour finir, je souhaite remercier mes parents et ma sœur, sans qui, aucune étape de mon parcours professionnel et personnel n'aurait pu être possible. Merci !

Sources photographiques et citations



Photographie de couverture :

© Yohan DOUVENEAU, Colonie mixte de parturition de *Rhinolophus ferrumequinum* (Grand rhinolophe) et *Myotis emarginatus* (Murin à oreilles échancrées)

Photographie à la page des sources photographiques :

© Yohan DOUVENEAU, *Myotis myotis* (Grand Murin) en hibernation

© Thomas DUBOS, *Rhinolophe hipposideros* (Petit rhinolophe)

Pour citer ce document :

DARNAULT M., 2019. Elaboration d'une stratégie de suivi des chiroptères anthropophiles au gîte (Bretagne, France), Groupe Mammalogique Breton, Ploufragan, 50p.

« Elaboration d'une stratégie de suivi des chiroptères au gîte (Bretagne, France) »,
Mélanie Darnault – Groupe Mammalogique Breton (2019)

Sommaire

Introduction.....	1
Matériels et méthodes	3
I- Protocole de terrain	3
Modèles d'études.....	3
Méthode d'échantillonnage.....	5
II- Protocole statistique.....	5
Tables exploitées pour les analyses.....	6
Caractéristiques physiques et démographiques des sites	6
Effort de suivi et ressentis des observateurs	7
Tendance de population.....	8
Optimisation du protocole de suivi.....	9
Résultats.....	10
Caractéristiques physiques et démographiques des sites	10
Effort de suivi et ressentis des observateurs	12
Tendance de population.....	13
Optimisation du protocole de suivi.....	16
Discussion.....	17
Caractéristiques physiques et démographiques des sites	17
Effort de suivi et ressentis des observateurs	21
Tendance de population.....	21
Optimisation du protocole de suivi.....	24
Conclusion.....	25
Bibliographie.....	26
Webographie.....	31
Annexes	32

Introduction

Le déclin généralisé et continu de la biodiversité observé depuis plusieurs décennies (Butchart et al., 2010) tend à mener vers une prise en compte des enjeux relatifs à la préservation et à la conservation des espèces à différentes échelles et par différentes institutions (Clement *et al.*, 2015). Par exemple, des statuts de menace ont été établis menant ainsi à une Liste rouge des espèces menacées à l'échelle nationale mais aussi aux échelles régionales.

« Plus d'une espèce sur cinq de vertébrés (Hoffman *et al.*, 2010), d'invertébrés (Collen *et al.*, 2012) et de plantes (Kew Royal Botanic Gardens, 2010) est en danger critique d'extinction » (Dale *et al.*, 2019).

Celles-ci s'appuient sur des données de distribution spatiale, de taille d'effectif, de tendance et encore de viabilité des populations (UICN France, 2018). D'autres indicateurs tels que le Living Planet Index (LPI) considère à large échelle, les dynamiques de population de nombreux vertébrés (Grooten et Almond, 2018) de façon plus hétérogène. La mise en place d'indicateurs permet d'envisager et de maintenir un suivi et une surveillance des populations visant à détecter les changements dans l'aire de distribution et l'abondance des espèces (la plus souvent utilisée dans les suivis d'espèce puisque plus informative) (Pollock *et al.*, 2002 ; Marsh et Trenham, 2008 ; Battersby, 2010 ; Haysom *et al.*, 2013). De plus, le suivi des tendances de populations sur le long terme peut permettre d'orienter les politiques nationales et internationales relatives aux priorités de conservation (Battersby, 2010) mais aussi être utilisé pour mettre en évidence des pressions locales (Kerbiriou et al., 2015), évaluer des mesures de gestions conservatoires (Arthur et al., 2014) et permettre une optimisation d'une part des programmes de suivi (Levine *et al.*, 2014) et d'autre part des méthodes de conservation elles-mêmes (Battersby, 2010).

Parmi les taxons présentant des enjeux (par les pressions qu'ils subissent (Tapiero, 2017), les chiroptères sont particulièrement étudiés puisque ces espèces semblent fortement touchées par un déclin de leurs populations en France métropolitaine (Kerbiriou *et al.*, 2015 ; UICN France *et al.*, 2017). Les chiroptères présentent de plus, une écologie et une biologie particulière. En effet, leur dépendance à une multitude de gîtes pour effectuer leur cycle annuel (Arthur et Lemaire, 2015) nécessite la mise en place de suivis répétés accompagnant leurs déplacements saisonniers (Bat Conservation Trust, 2006) afin d'estimer les tendances de population. De plus, l'exploitation de gîtes anthropiques caractérisant certaines espèces des genres *Rhinolophus* ou *Myotis* (Arthur et Lemaire, 2015) semble d'autant plus présenter des enjeux de préservation pour les populations (Arthur *et al.*, 2014). En effet, bien que semblant plus facilement détectable qu'un gîte arboricole, ce type de gîte est aussi plus facilement soumis à des modifications ou à destruction (hermétisation des toitures, rénovations) (Arthur et

Lemaire, 2009 ; Voigt *et al.*, 2015). Celles-ci peuvent ainsi présenter un impact sur les populations régionales de chiroptères, tout particulièrement chez des espèces des genres tels que citées précédemment, pouvant former des colonies aux effectifs moyens à importants (Simonnet, 2015) et dont la perturbation ou destruction peut entraîner une forte diminution du taux de survie des femelles et des jeunes non émancipés ; et donc compromettre la persistance des colonies (Lopez-Roig et Serra-Cobo, 2014). Un taux de survie des femelles faible pourrait, en effet, « *fortement impacter la dynamique de la colonie* » (Lopez-Roig et Serra-Cobo, 2014).

C'est pourquoi, en Bretagne, la création d'un Observatoire des Mammifères par les associations naturalistes (Groupe Mammalogique Breton et Bretagne Vivante) vise entre autres, à pérenniser le suivi et l'étude des tendances de populations de chiroptères, et notamment celui des espèces anthropophiles (Simonnet *et al.*, 2018) en assimilant diverses contraintes. Une bonne connaissance de la santé des populations permettrait ainsi d'appréhender au mieux les mesures de gestion à envisager sur le long terme (Simonnet *et al.*, 2018). Cependant, un nombre croissant de sites est à suivre annuellement depuis la fin des années 1990 de par la découverte de nombreuses colonies (Farcy *et al.*, 2009). Malheureusement, cela pourrait conduire à limiter l'étude des tendances régionales par un essoufflement de l'implication bénévole au vu de l'effort croissant de suivi nécessaire. De plus, une méconnaissance de ce dit effort nécessaire, pourrait entraîner un biais réel (nombre de sites à suivre, taille de colonie à suivre...) dans la définition même des tendances de population et donc limiter l'efficacité des programmes et méthodes de conservation engagés (Richardson *et al.*, 2019). Ainsi, à l'aide de données de suivis chiroptérologiques estivaux et hivernaux sur une série temporelle de vingt années (1999-2018), l'étude vise à définir un plan d'échantillonnage (non aléatoire puisque la présence d'une colonie est liée à la présence de bâti) considérant l'effort de suivi disponible et permettant de détecter des tendances de populations régionales robustes pour quatre espèces anthropophiles de chiroptères : *Rhinolophus ferrumequinum* (le Grand rhinolophe), *Myotis myotis* (le Grand Murin), *Rhinolophus hipposideros* (le Petit rhinolophe) et *Myotis emarginatus* (le Murin à oreilles échancrées).

Les objectifs étaient ainsi (1) de définir le contexte physique (types de gîtes et de perturbations) et démographique des colonies suivies, (2) d'étudier l'évolution de l'effort de suivi et le ressenti des observateurs, (3) de définir les tendances de populations pour les quatre espèces anthropophiles d'intérêt, (4) de proposer une optimisation du protocole de suivi actuel (masse critique de sites nécessaires pour détecter les tendances de population ; sites présentant un poids dans la définition des tendances de population).

Matériels et méthodes

I- Protocole de terrain

Modèles d'études

Les espèces de chiroptères présentes en zones tempérées sont caractérisées par leur cycle de vie annuel en quatre phases (Arthur et Lemaire, 2009). De septembre à novembre, les individus vont se déplacer des sites d'estivage vers les sites d'hibernation en exploitant des gîtes de transit automnaux. C'est aussi à cette période de l'année qu'à lieu la constitution des réserves (sous forme de graisses brunes pour passer l'hiver (Arthur et Lemaire, 2015)) et le *swarming* (« *activité importante devant les entrées et à l'intérieur des souterrains : vols incessants, poursuites, vocalisations (cris sociaux)* » (Le Houedec et al., 2008) ayant notamment pour but l'accouplement (Thomas et al., 1979)). La période d'hibernation, de décembre à mars, est quant à elle plus ou moins longue en fonction des espèces (Ruys et Bernard, 2014). Au cours de cette phase, les individus sombrent en léthargie : leur température et l'ensemble de leur métabolisme va être ralenti (Staples et Brown, 2008). Ce processus est ainsi « *une adaptation optimale à la baisse prolongée des températures et à la réduction de la disponibilité en proies [...] en zone tempérée* » (Zukal et al., 2017). A partir du mois d'avril, les individus vont sortir de leur torpeur hivernale et exploiter des gîtes de transit printaniers (Flanders et Jones, 2009). Enfin, à partir du mois de mai, les femelles vont s'établir dans des gîtes estivaux où elles vont former des colonies de parturition (Ruys et Bernard, 2014) (accueillant toutefois une proportion parfois non négligeable de mâles – 15,5% chez *Myotis myotis* en Bretagne (Farcy et Touzalin, 2014)). Les gîtes de parturition sont ainsi très sensibles (Ancillotto et al., 2019) (au même titre que les individus en hibernation) puisque les femelles vont mettre bas et élever leur unique jeune au sein de ceux-ci (Arthur et Lemaire, 2014) avant de rejoindre de nouveau, les sites de transit automnaux.

Etant synanthropiques¹ et parfois même synurbiques² les espèces ci-étudiées exploitent ainsi des gîtes anthropiques pour la majorité des phases de leur cycle annuel. Ceci est d'autant plus observé dans le contexte breton, avec un territoire n'offrant naturellement que peu de cavités (Simonnet, 2015). Le caractère parfois peu pérenne des gîtes accentue ainsi l'enjeu de préservation et de conservation associé à ces espèces.

Le Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*) (Schreber, 1774) exploite préférentiellement des grands bâtiments anciens (Froidevaux, 2017) tels que les combles

¹ Espèces non domestiques entretenant une relation durable avec les humains à proximités desquelles elles vivent

² Populations plus présentes en habitat urbain que dans le milieu naturel

d'églises ou des granges (Ruys et Bernard, 2014) durant la période estivale. Les étables, les cheminées, les bâtiments abandonnés, les viaducs ou encore les casemates (Arthur et Lemaire, 2009) semblent aussi être des gîtes favorables pour cette période. Concernant la période hivernale, les sites souterrains présentant des zones avec des microclimats très stables (Zukal *et al.*, 2005) sont utilisés et sont majoritairement artificiels au sein de la zone d'étude (ancienne ardoisière, caves, blockhaus) (Simonnet, 2015). Ces vastes sites présentent généralement une forte hygrométrie et des températures comprises entre 7 à 9°C (Arthur et Lemaire, 2009). En Bretagne et en Loire-Atlantique, l'analyse des effectifs reproducteurs depuis 1999 montrent une diminution des effectifs d'adultes reproducteurs jusqu'en 2013 (Beaudoin, 2013) tandis que les effectifs hivernants semblaient augmenter de 3% par année jusqu'en 2014 (Simonnet, 2015).

Le Grand murin (*Myotis myotis*) (Borkhausen, 1797) semble être une espèce anthropophile bien qu'elle exploite, plus au sud, des grottes, des caves et d'anciennes mines (Simonnet, 2015) pour les périodes d'hibernation ou d'estivage. Dans la zone d'étude, ses gîtes estivaux sont ainsi généralement situés dans du bâti tels que les combles d'églises (Simonnet, 2015). Durant l'hiver, l'espèce est cavernicole et apprécie des températures stables comprises entre 3 et 9°C ainsi qu'une hygrométrie proche de 65% (Arthur et Lemaire, 2009). Les individus passent l'hiver suspendus, contre les parois ou dans des crevasses (Zukal *et al.*, 2005 ; Ruys et Bernard, 2014). Dans la zone d'étude, une stabilité voir une légère hausse des effectifs était observée (Simonnet, 2015).

Le Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) (Bechstein, 1800) est une espèce troglophile (Simonnet, 2015). Cependant, durant la période d'estivage, les individus vont fréquenter des gîtes mixtes (Baudoin, 2013) et obscurs (Simonnet, 2015) en bâti offrant plusieurs microclimats (Schofield, 1996). Tout comme pour *Rhinolophus ferrumequinum*, l'accès semble devoir être nécessairement possible en vol (Simonnet, 2015). Les combles de grands bâtiments, les granges, les vides-sanitaires, les cheminées peuvent ainsi constituer des gîtes estivaux (Arthur et Lemaire, 2009). En hiver, les gîtes humides et sans courant d'air tels que les mines, les caves, les sous-sols, les puits, les tunnels ou encore des terriers (Simonnet, 2015) offrent des conditions de températures (6-8°C) et d'hygrométrie (80%) (Arthur et Lemaire, 2009) favorables à l'hibernation pour les individus de cette espèce. Les populations de Petit rhinolophe, présentent dans les 5 départements de la zone d'étude, semblaient stables (Simonnet, 2015) bien que le nombre de colonies connues semblent augmenter (Farcy *et al.*, 2009).

Le Murin à oreilles échancrées (*Myotis emarginatus*) (Geoffroy, 1806) est « *originellement une espèce troglodyte* » (Ruys et Bernard, 2014). Néanmoins, en été les individus exploitent des combles « à *faitages élevés* » présentant des « *disparités thermiques* » (Arthur et Lemaire, 2009) et accessibles en vol (Simonnet, 2015). Il est fréquent que le Murin à oreilles échancrées et le Grand rhinolophe forment des colonies de parturition mixtes (Simonnet, 2015). En hibernation, l'espèce semble strictement cavernicole : grottes, carrières, mines, caves de grandes dimensions et dont les températures oscillent entre 6 et 11,5°C (Arthur et Lemaire, 2009). Au sein de ces gîtes, les individus semblent s'installer dans les zones plus stables et « chaudes » des souterrains plutôt que les entrées aux conditions instables (Furey et Racey, 2016). Bien que semblant peu commune en Bretagne, l'espèce a vu ses effectifs se multiplier par cinq en dix ans (Simonnet, 2015).

Ces quatre espèces de chiroptères sont protégées à l'échelle nationale (comme toutes les espèces de chiroptères en France) et sont inscrites à l'Annexe II de la Directive Habitats Faune Flore (Directive 92/43/CEE, 1992) faisant d'elles des espèces d'intérêt communautaire.

Méthode d'échantillonnage

Les données relatant les suivis chiroptérologiques bretons entre les années 1999 et 2018 sont considérées. Celles-ci ont été acquises par les salariés et/ou les bénévoles des associations naturalistes SEPNE Bretagne Vivante et Groupe Mammalogique Breton. Les données hivernales et de transit ont été acquises par comptage direct à vue, le plus exhaustif possible, dans les gîtes tandis que les données estivales ont été acquises soit par comptage direct à vue dans les gîtes soit par comptages en émergence (en sortie de gîte à la tombée de la nuit, avec ou sans comptage des juvéniles au sein du gîte). D'une part, les suivis ne sont pas tous effectués à date régulière annuellement et d'autre part, les suivis ne sont pas effectués obligatoirement tous les ans entre 1999 et 2018. Enfin, une majorité des sites considérés ont été découverts durant la période d'étude et ne présentent donc pas d'informations relatives au suivi durant l'ensemble de la période précédemment définie.

II- Protocole statistique

Afin de proposer une optimisation du protocole de suivi des sites accueillant des chiroptères en Bretagne, une caractérisation du contexte chiroptérologique locale, une étude du ressenti des observateurs, une définition des tendances et une définition du nombre de sites nécessaires à leur détection ont été effectués par analyses statistiques.

Tables exploitées pour les analyses

Parmi l'ensemble des données de suivis disponibles, les sites accueillant des colonies estivales ont été conservés pour analyse, uniquement si un suivi de plus de 3 ans pour une colonie présentant un effectif supérieur à cinq individus (Robert et Tapiero, 2014) ou si un suivi d'au moins 2 ans pour une colonie présentant un effectif supérieur à vingt individus a été réalisé. Pour les données de suivis hivernaux, les sites suivis durant au moins trois ans ont été inclus dans les analyses (seule une partie des données régionales a été exploitée par soucis de centralisation des données hivernales). Le site est défini comme un regroupement cohérent (en termes de proximité géographique et de composition spécifique) de sous-sites (correspondant quant à eux à des gîtes) (T. Dubos, comm. pers.).

Caractéristiques physiques et démographiques des sites

Des graphiques en barres ont été réalisés afin d'étudier la distribution des sites dans les différentes catégories de gîte (épigés, hypogés, mixtes) et selon les types de pressions auxquels ils sont soumis (aucune, anthropique, prédation, anthropique et prédation) (*fonction 'barplot', package 'graphics'*). Le type de perturbation n'est pas étudié pour les périodes hivernales car aucune perturbation notable n'est observée.

Pour chaque espèce et période, un histogramme couplé à une courbe de densité a été réalisé afin d'étudier la distribution des tailles moyennes de colonie (*fonction 'hist', package 'graphics' ; fonction 'lines', package 'graphics'*).

Un lien entre l'effectif moyen et la tendance par site indiquerait qu'il existe un suivi orienté pour un ordre de grandeur de l'effectif moyen donné : cela pourrait signifier qu'un unique type de tendance soit détecté (Figure 1). De cette façon, un biais assez grand dans les tendances globales serait insufflé. Ainsi, un modèle linéaire généralisé a été effectué en s'appuyant sur une loi gaussienne (*fonction 'glm', package 'stats'*) permettant ainsi d'obtenir les meilleurs coefficients de dispersion. Le modèle complet considéré est le suivant : `mod<-glm.nb(EstimatePente~Eff_moy,weights=(1/(SE_Pente^2)))`. La variable « EstimatePente » représente les tendances de population par site et la variable « Eff_moy » représente l'effectif moyen par site. Les deux variables provoquant une double incertitude, une pondération par l'erreur standard de la tendance est ajoutée au modèle. Malgré tout, le risque que les ΔAIC soient supérieurs à 2 est fort (le modèle complet n'est pas meilleur que les événements stochastiques). Cependant, au vu des incertitudes créées par les variables, cet élément ne sera pas considéré.

Pour l'ensemble des modèles, les résidus ont été visuellement inspectés pour vérifier l'absence de biais systématiques (distribution proche de la normalité et homoscélasticité). Les analyses développées précédemment sont réalisées pour la période estivale et hivernale pour chacune des espèces.

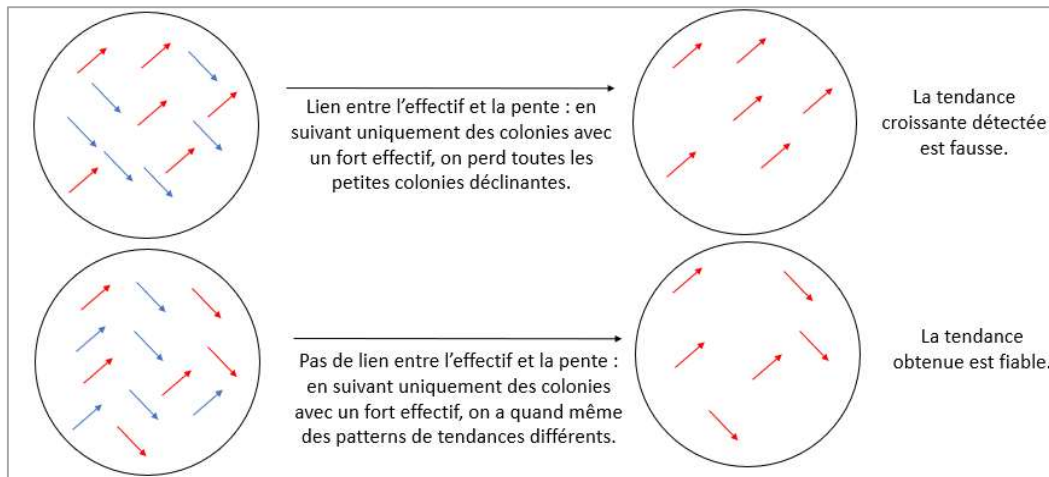


Figure 1 : Schéma expliquant comment les tendances de populations peuvent être biaisées par les effectifs moyens sur les sites suivis. Si les effectifs moyens expliquent les tendances par site et qu'il existe une orientation des sites suivis (en fonction de l'effectif) par les observateurs, alors il existe un biais dans les tendances détectées. En rouge : les grandes colonies/ En bleu : les petites colonies ; Flèche vers le haut : tendance croissante/Flèche vers le bas : tendance décroissante.

Effort de suivi et ressentis des observateurs

Un modèle segmenté avec deux points de rupture a été réalisé afin de déterminer s'il existait, d'une part, une variation du nombre d'équipe réalisant les suivis (effort de suivi) en fonction du temps ; et d'autre part, une variation du nombre de sites suivis en fonction du temps (*fonction 'segmented', package 'segmented' ; fonction 'slope', package 'segmented'*). Les Critères d'Information d'Akaike (AIC) de ces modèles sont meilleurs que ceux de modèles avec 0 ou 1 point de rupture. Afin d'étudier la corrélation entre le nombre de site suivis et le nombre d'équipes réalisant les suivis (effort de suivi), un test de corrélation de Pearson a été effectué (*fonction 'cor.test', package 'stats'*). Ces analyses ont été réalisées pour les suivis estivaux d'une part, et hivernaux d'autre part. Un questionnaire sociologique relatif aux ressentis des observateurs face au contexte de suivi local a été émis au sein du réseau associatif breton. Celui-ci abordait plusieurs thématiques : effort de suivis mis en place par les observateurs, façon d'agir face aux changements démographiques dans les sites ou encore estimation des tendances pour toutes les espèces et périodes (Annexe 1). Afin de représenter les résultats de cette enquête, des analyses descriptives ont été réalisées (histogrammes) sur les proportions des différentes réponses des observateurs.

Tendance de population

Afin de définir s'il existe une tendance de population significative (par espèce et par période) et d'étudier les variables pouvant l'influencer, un modèle linéaire généralisé avec effet aléatoire a été réalisé en s'appuyant sur une loi négative binomiale (*fonction 'glmmTMB', package 'glmmTMB'*) permettant ainsi d'obtenir les meilleurs coefficients de dispersion. Le modèle complet considéré (modèle A) est présenté ci-après :

$\text{mod} \leftarrow \text{glmmTMB}(\text{Effectif} \sim \text{scale}(\text{An}) + \text{I}(\text{scale}(\text{An})^2) + \text{scale}(\text{Jour}) + \text{scale}(\text{I}(\text{Jour}^2)) + (1|\text{Code_site}), \text{family}=\text{nbinom1})$. La variable « An » traduit l'année de suivi et la variable « Jour » traduit le jour de l'année où l'observation a été effectuée. Pour la période estivale, les jours sont déterminés selon l'année civile (1^{er} janvier : jour 1) tandis que pour la période hivernale, le premier jour correspond au 1^{er} novembre et s'étend jusqu'aux mois d'hiver de l'année N+1.

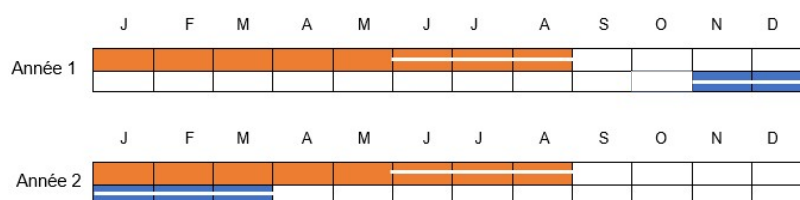


Figure 2 : Datation des jours. Pour la période estivale, le premier jour considéré est le 1^{er} janvier tandis qu'il s'agit du 1^{er} novembre pour la période hivernale. Les lignes blanches indiquent les périodes de suivis.

Les effets quadratiques (non linéaires) de certaines variables sont incluses au modèle : n'étant pas identiques pour les quatre espèces et les périodes, le Tableau 2 les répertorie. Par inspection visuelle de Modèles additifs généralisés (*fonction 'gamm', package 'mgcv'*), les effets quadratiques de la variable « Jour » pourront fournir la date optimale de prospection pour effectuer les suivis (nombre d'individus maximal). Les variables sont centrées-réduites afin de pouvoir comparer les résultats des différents *estimate* (*fonction 'scale', package 'base'*). Pour les périodes estivales, l'effectif d'adultes est considéré tandis que pour la période hivernale, il s'agit de l'effectif total d'individus.

Tableau 1 : Effets quadratiques ajoutés au modèle par espèce et par période

	<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>		<i>Myotis myotis</i>	
	Estivage	Hibernation	Estivage	Hibernation
Effet quadratique (non linéaire) ajouté au modèle	An + Jour	An + Jour	An + Jour	/
	<i>Rhinolophus hipposideros</i>		<i>Myotis emarginatus</i>	
	Estivage	Hibernation	Estivage	Hibernation
Effet quadratique (non linéaire) ajouté au modèle	Jour	/	An + Jour	/

Afin de définir la valeur de la tendance de population, le même modèle est utilisé sans centrer-réduire la variable « An ». Le modèle complet (modèle B) est donc :

$\text{mod} \leftarrow \text{glmmTMB}(\text{Effectif} \sim \text{An} + \text{I}(\text{scale}(\text{An})^2) + \text{scale}(\text{Jour}) + \text{scale}(\text{I}(\text{Jour}^2)) + (1|\text{Code_site}), \text{family}=\text{nbinom1})$. L'*estimate* fourni par le modèle est ensuite passé en

exponentielle puis transformé en pourcentage. Pour l'ensemble des modèles, les résidus ont été visuellement inspectés pour vérifier l'absence de biais systématiques (distribution proche de la normalité et homoscedasticité).

Optimisation du protocole de suivi

L'optimisation du protocole de suivi nécessite la recherche d'un nombre de site minimal permettant la détection d'une tendance de population significative égale à celle évaluée avec les données régionales de suivis entre 1999 et 2018. Pour chaque espèce et période, les meilleurs modèles retenus dans la partie « Tendance de population » ont été exploités en simulant une réduction du jeu de données. Cette réduction consiste en le retrait aléatoire avec remise d'un nombre défini de colonies visant à affaiblir le jeu de données complet. Le nombre maximal de colonies dans le jeu de données, le nombre minimal de colonies dans le jeu de données et le pas d'affaiblissement sont présentés pour chaque espèce et période dans le Tableau 2. Pour chaque affaiblissement du jeu de données, cinquante itérations sont réalisées, permettant ainsi de définir un pourcentage de p-value significatives pour chaque pas d'affaiblissement. Celui-ci est ensuite représenté par une courbe d'accumulation. Afin de définir avec précision pour combien de site il est possible de définir une tendance de population significative à un seuil de 80% (Richardson *et al.*, 2019), une prédiction pour chaque valeur d'un nombre de site est réalisée. Pour cela, un modèle linéaire généralisé a été construit en s'appuyant sur une loi binomiale (*fonction 'glm', package 'stats'*) permettant ainsi d'obtenir les meilleurs coefficients de dispersion. Le modèle complet est le suivant : `mod<-glm(perc~taille,family=binomial)`. La variable « perc » traduit le pourcentage de p-value significatives (pour les espèces présentant une tendance de population significative) ou non significative (pour les espèces présentant une tendance de population non significative). La variable « taille » traduit le nombre de colonie à suivre. Pour chaque valeur simulée de la variable « taille », une valeur de « perc » a été calculé (*fonction 'inv.logit', package 'GMCM'*). La valeur de « taille » a ensuite été définie par inspection visuelle lorsque « perc » dépassait le seuil défini à 80%. Les résultats ont ensuite été représentés graphiquement par des courbes d'accumulation. Enfin, en s'appuyant sur les modèles précédemment évoqués et en exploitant le jeu de données complet par espèce et par période, un calcul de R^2 a été effectué d'une part sur l'ensemble du jeu de données (nommé ci-après R^2_{full}) et d'autre part sur un jeu de données simulé dans lequel les sites sont retirés un à un avec remise (R^2_{site}). La différence entre les deux R^2 a ensuite été calculée fournissant un

ΔR^2 . Ce dernier, expose ainsi l'importance relative de chaque site dans la définition des tendances de population. Un ΔR^2 important indiquant que le site présente une forte influence.

Tableau 2 : Nombre maximal de colonies dans le jeu de données simulé, nombre minimal de colonies dans le jeu de données simulé et pas d'affaiblissement pour chaque période et espèce

	Estivage			Hibernation		
	Nombre maximal de colonies suivies	Nombre minimal de colonies suivies	Pas d'affaiblissement	Nombre maximal de colonies suivies	Nombre minimal de colonies suivies	Pas d'affaiblissement
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	76	2	2	205	5	5
<i>Myotis myotis</i>	34	2	1	39	2	1
<i>Rhinolophus hipposideros</i>	168	4	4	70	2	2
<i>Myotis emarginatus</i>	36	2	1	34	2	1

Afin de représenter les colonies sélectionnées et de réaliser une inspection visuelle de potentiels *patterns* géographiques, une cartographie des sites sélectionnées est réalisée (logiciel QGIS, version 3.8).

Les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel R (Version 3.5.3 – ©2019), en utilisant un seuil de significativité de 5%.

Résultats

Caractéristiques physiques et démographiques des sites

Il existe une distinction entre le type de gîte exploité par les espèces durant la période estivale et celui utilisé durant la période hivernale. Les colonies de mise-bas semblent exploiter majoritairement des gîtes épigés : de 80% des gîtes pour *Rhinolophus ferrumequinum* (Annexe 6) et *Myotis emarginatus* à plus de 90% des gîtes de ce type pour *Myotis myotis* et *Rhinolophus hipposideros* (Annexe 6). A l'inverse, en période hivernale, les espèces exploitent des gîtes hypogés : jusqu'à 90% des gîtes sont de ce type (Annexe 6). Les gîtes mixtes sont quant à eux plus exploités durant l'hiver que durant l'été : représentant moins de 10% des gîtes en été (pour l'ensemble des espèces) contre 20% en hiver pour *Myotis myotis*, *Rhinolophus hipposideros*, *Myotis emarginatus* (Annexe 6).

Des perturbations peuvent être infligées aux gîtes. Aucune perturbation notable n'a été observée sur les gîtes hivernaux. A l'inverse, bien que réduite, une partie des gîtes estivaux est soumise à des perturbations pour *Rhinolophus ferrumequinum* (20%), *Myotis myotis* (10%) *Rhinolophus hipposideros* (20%) et *Myotis emarginatus* (5%) (Annexe 7). Celles-ci sont de plusieurs natures : majoritairement anthropiques pour *Rhinolophus ferrumequinum* et *Rhinolophus hipposideros* (~15%), uniquement naturelle pour *Myotis emarginatus* (prédation, ~5%), et autant de nature anthropique que naturelle (prédation et compétition) pour *Myotis myotis* (~10% chacune) (Annexe 7).

La taille maximale de colonies observée chez chaque espèce est différente d'une part entre les espèces et d'autre part entre les saisons pour une même espèce. *Rhinolophus ferrumequinum* et *Myotis emarginatus* présentent des colonies estivales culminant jusqu'à plus de 400 individus contre un maximum d'environ 150 individus pour *Myotis myotis* et *Rhinolophus hipposideros* (Annexe 8). Une densité maximale de colonies est observée pour des tailles de colonies d'une quarantaine d'individus pour *Rhinolophus ferrumequinum*, d'une dizaine d'individus pour *Rhinolophus hipposideros* et d'une vingtaine d'individus pour *Myotis emarginatus* (Annexe 8). *Myotis myotis* présente une densité de taille de colonie (allant de 0 à environ 150 individus) assez uniforme (Annexe 8). Excepté pour *Rhinolophus ferrumequinum* (présentant des tailles maximales d'environ 600 individus), les sites d'hibernation présentent des effectifs inférieurs à une soixantaine d'individus (Annexe 8). Pour l'ensemble des espèces, les gîtes d'hibernation accueillant moins d'une dizaine d'individus sont présents en densité les plus importantes (Annexe 8).

L'effectif moyen des sites n'influence pas les tendances de populations par site pour *Rhinolophus ferrumequinum* (périodes estivales et hivernales) ($P_{\text{Rhifer_estivage}} = 0.797$; $P_{\text{Rhifer_hibernation}} = 0.421$; Tableau 3), pour *Myotis myotis* (périodes estivales et hivernales) ($P_{\text{Myomyo_estivage}} = 0.3597$; $P_{\text{Myomyo_hibernation}} = 0.421$; Tableau 3) et pour *Myotis emarginatus* (période hivernale) ($P_{\text{Myoema_hibernation}} = 0.84090$; Tableau 3). À l'inverse, l'effectif moyen des sites semble influencer les tendances de populations à l'échelle des sites pour *Rhinolophus hipposideros* (période estivale : positivement ; période hivernale : négativement) ($P_{\text{Rhhip_estivage}} = 0.000137$; $P_{\text{Rhhip_hibernation}} = 0.0148$; Tableau 3) et *Myotis emarginatus* (période estivale : négativement) ($P_{\text{Myoema_estivage}} = 0.00351$; Tableau 3).

Tableau 3 : Influence de l'effectif moyen sur les tendances de populations

	Estimate	Erreur standard	p-value	ΔAIC
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>				
Estivage	-3.518e-05	1.361e-04	0.797	-1.931
Hibernation	-0.0003528	0.0004335	0.421	-1.308
<i>Myotis myotis</i>				
Estivage	-0.0001621	0.0001744	0.3597	1.095
Hibernation	-0.0003528	0.0004335	0.421	-1.308
<i>Rhinolophus hipposideros</i>				
Estivage	0.0006125	0.0001568	0.000137 ***	12.764
Hibernation	-0.002607	0.001042	0.0148 *	4.1605
<i>Myotis emarginatus</i>				
Estivage	-0.0003565	0.0001136	0.00351 **	7.15
Hibernation	-0.0002482	0.0012220	0.84090	-0.045

Effort de suivi et ressentis des observateurs

1. Colonies de mise-bas

Le nombre de sites suivis est très fortement corrélé positivement avec le nombre d'équipes d'observateurs (Test de corrélation de Pearson, $\text{cor} = 0.99$, $p < 2.2\text{e-}16$, $\text{ddl} = 18$). Ainsi, lorsque le nombre de sites suivis augmente entre 2008 et 2012 puis diminue entre 2012 et 2018 (Figure 2a, Tableau 3), le nombre d'observateurs réalisant les suivis (effort de suivi) suit le même *pattern* (Figure 2b, Tableau 3).

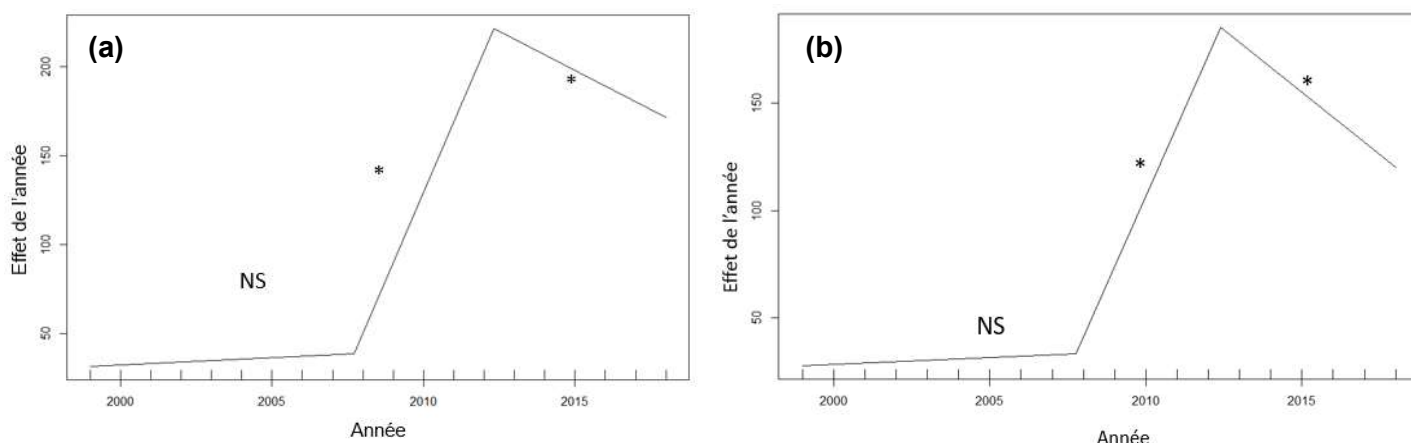


Figure 3 : Evolution du nombre de colonies de mise-bas suivi (a) et de l'effort de suivi (b) entre 1999 et 2018

Tableau 4 : Significativité des pentes traduisant l'évolution du nombre de sites de mise-bas suivis et de l'effort de suivi entre 1999 et 2018

	Estimate	Erreur standard	t value	Intervalle de confiance (95%)	
Nombre de colonies de mise-bas suivies					
2000-2008	0.68	1.95	0.35	-3.50	4.86
2008-2012	38.80	4.77	8.13	28.56	49.04
2012-2018	-8.80	3.61	-2.44	-16.54	-1.06
	Estimate	Erreur standard	t value	Intervalle de confiance (95%)	
Effort de suivi des colonies de mise-bas					
2000-2008	0.32	1.76	0.18	-3.46	4.09
2008-2012	33.90	4.31	7.86	24.65	43.15
2012-2018	-11.66	3.26	-3.58	-18.65	-4.66

2. Sites d'hibernation

Le nombre de sites suivis est très fortement corrélé positivement avec le nombre d'équipes d'observateurs (Test de corrélation de Pearson, $\text{cor} = 0.93$, $p = 1.643\text{e-}09$, $\text{ddl} = 18$). Cependant, lorsque le nombre de sites suivis augmente entre 1999 et 2001 puis entre 2007 et 2018 (Figure 3a, Tableau 4), le nombre d'observateurs réalisant les suivis (effort de suivi) augmente entre 1999 et 2008 puis entre 2008 et 2013 (plus fortement) (Figure 3b, Tableau 4). Une tendance à la diminution du nombre d'observateurs est observée après 2013 (non significatif, Figure 3b, Tableau 4).

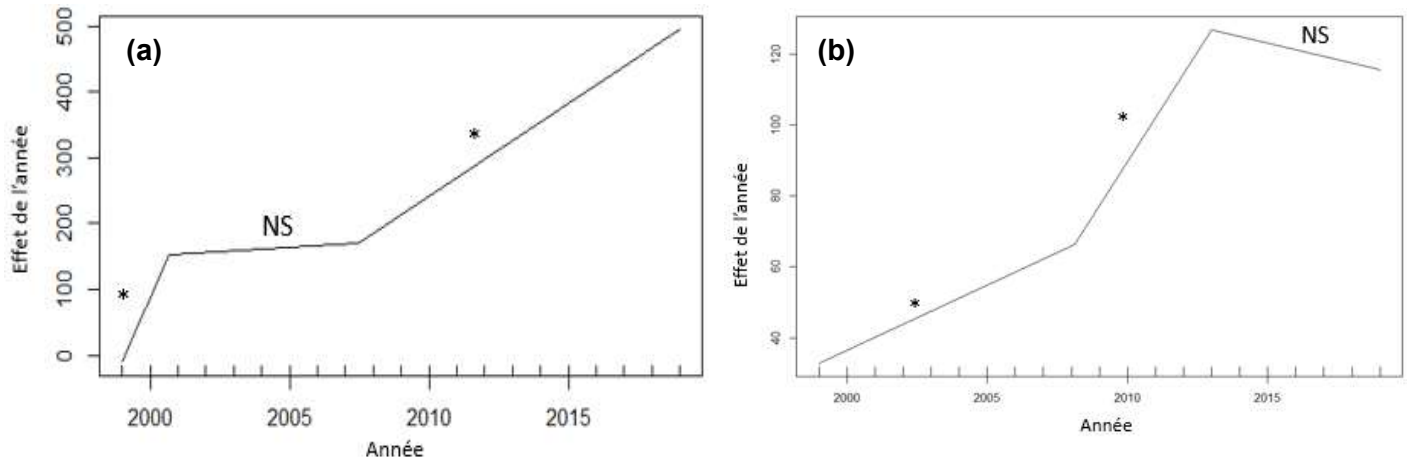


Figure 4 : Evolution du nombre de sites d'hibernation suivis (a) et de l'effort de suivi (b) entre 1999 et 2018

Tableau 5 : Significativité des pentes traduisant l'évolution du nombre de sites d'hibernation suivis et de l'effort de suivi entre 1999 et 2018

	Estimate	Erreur standard	t value	Intervalle de confiance (95%)	
Nombre de colonies de mise-bas suivies					
2000-2008	70.68	30.57	2.31	5.53	135.80
2008-2012	2.12	4.08	0.52	-6.59	10.83
2012-2018	28.10	1.81	15.55	24.25	31.95
Effort de suivi des colonies de mise-bas					
2000-2008	3.12	1.29	2.46	0.42	5.91
2008-2012	13.50	3.67	3.65	5.62	21.38
2012-2018	-1.95	2.79	-0.70	-7.91	3.40

Plus de la moitié des observateurs actifs dans le tissu associatif chiroptérologique breton ayant répondu à l'enquête (53.3%, Annexe 2) réalise un suivi des mêmes sites depuis 6 à 10 ans. 30.0% d'entre eux suivent des sites depuis plus de 10 ans (Annexe 2). Peu de préférence de taille de colonies à suivre ne semble être exprimée : 60.0% d'entre eux ne se prononcent pas quant à leur préférence (Annexe 3). Enfin, 43.3% des observateurs sont prêts à parcourir entre 20 et 50 kilomètres pour venir suivre leur(s) site(s). 33.3% d'entre eux augmentent cette distance à parcourir à plus de 50 kilomètres (Annexe 4).

Concernant leur ressenti sur les tendances de population, environ la moitié des observateurs pense observer une augmentation des populations estivales et hivernales des populations de *Rhinolophus ferrumequinum* (Annexe 5) contre seulement environ 30% pour *Myotis emarginatus* (Annexe 5). Prêt de 60 à 70% des observateurs ne se prononce pas face aux tendances de populations pour *Myotis myotis* et *Rhinolophus hipposideros* (Annexe 5).

Tendance de population

En période hivernale, la population de *Rhinolophus ferrumequinum* présente une augmentation annuelle de 5,4% entre 1999 et 2018 ($P_{\text{Rhifer_An hibernation}} = 7.96\text{e-}07$; Tableau 5). En période estivale, une tendance à la limite de la significativité est observée à hauteur de +4.3% par an ($P_{\text{Rhifer_An estivage}} = 0.0515$; Tableau 5). Aux vues des similitudes entre les tendances estivales et

hivernales et de cette quasi-significativité, la tendance estivale pourrait être considérée comme fiable. Les tendances hivernales sont ajustées par la variable « Jour » (significativement positive) ($P_{\text{Rhifer_Jour_hibernation}} = 0.000347$; Tableau 5) et son effet quadratique (significativement négatif) ($P_{\text{Rhifer_I(Jour}^2\text{)}_hibernation} = 0.001317$; Tableau 5) ainsi que par l'effet quadratique (significativement négatif) de la variable « An » ($P_{\text{Rhifer_I(An}^2\text{)}_hibernation} = 0.001741$; Tableau 5 ; Annexe 9b). Un effet significatif de la variable « Jour » et de son effet quadratique est malgré tout observé pour la période estivale ($P_{\text{Rhifer_Jour_estivage}} = 1.23\text{e-}08$; $P_{\text{Rhifer_I(Jour}^2\text{)}_estivage} = 8.77\text{e-}09$; Tableau 5).

La population estivale suivie de *Myotis myotis* présente une tendance de population significativement croissante ($P_{\text{Myomyo_An_estivage}} = 0.000662$; Tableau 5) avec une augmentation de 10.9% par an. La tendance est pondérée par la variable « Jour » significativement positive et son effet quadratique significativement négatif ($P_{\text{Myomyo_Jour_estivage}} = 0.019280$; $P_{\text{Myomyo_I(Jour}^2\text{)}_estivage} = 0.007869$; Tableau 5 ; Annexe 9c) ainsi que par l'effet quadratique de la variable « An », significativement négative ($P_{\text{Myomyo_An_estivage}} = 0.000840$; Tableau 5 ; Annexe 9c). A l'inverse, la tendance hivernale est significativement décroissante ($P_{\text{Myomyo_an_hibernation}} = 5.38\text{e-}05$; Tableau 5) à hauteur de -2.8% par an. Celle-ci est ajustée uniquement par un effet significativement décroissant de la variable « Jour » ($P_{\text{Myomyo_Jour_hibernation}} = 0.000197$; Tableau 5).

Que ce soit pour la période estivale ou la période hivernale, la population de *Rhinolophus hipposideros* ne présente pas de tendances significatives ($P_{\text{Rhhip_An_estivage}} = 0.134$; $P_{\text{Rhhip_An_hibernation}} = 0.12057$; Tableau 5). Pour la période estivale, la variable « Jour » et son effet quadratique présente un effet significatif ($P_{\text{Rhhip_Jour_estivage}} = 4.83\text{e-}07$; $P_{\text{Rhhip_I(Jour}^2\text{)}_estivage} = 2.13\text{e-}07$; Tableau 5 ; Annexe 9e), respectivement positif et négatif. Seul l'effet significativement négatif de la variable « Jour » est observé pour la période hivernale ($P_{\text{Rhhip_Jour_estivage}} = 0.00141$; Tableau 5).

La population de *Myotis emarginatus* présente quant à elle, une tendance de population globalement positive. En effet, la population semble croître de 34.8% par an pour la période estivale ($P_{\text{Myoema_An_estivage}} = 2.73\text{e-}05$; Tableau 5) et de 7.7% par an pour la période hivernale ($P_{\text{Myoema_An_hibernation}} = < 2\text{e-}16$; Tableau 5). Il existe un effet significativement positif du « Jour » ($P_{\text{Myoema_Jour_estivage}} = 0.00171$; Tableau 5) et des effets significativement négatifs des effets quadratiques du « Jour » et de l'« An » ($P_{\text{Myoema_I(Jour}^2\text{)}_estivage} = 0.00168$; $P_{\text{Myoema_I(An}^2\text{)}_estivage} = 3.26\text{e-}06$; Tableau 5 ; Annexe 9f) pour la période estivale.

Tableau 6 : Estimates, erreurs standard, p-value ($P < 0.001$; * $P < 0.01$; * $P < 0.05$; $P = \pm 0.05$) et ΔAIC des variables explicatives formant les meilleurs modèles pour définir les tendances de populations (accroissement annuel). Les variables « scale(variable) » sont issus des modèles A ; la variable « An » est issue des modèles B). (i) : tendances de populations obtenues et retranscrites en pourcentage. / : variables non incluses dans le meilleur modèle**

Estivage					Hibernation			
Rhinolophus ferrumequinum (RhiFer)								
Variables explicatives	Estimate	Erreur standard	p-value	ΔAIC	Estimate	Erreur standard	p-value	ΔAIC
scale(An)	0.23311	0.11972	0.0515	48.3	0.30598	0.06198	7.96e-07 ***	99.5
An	0.04246	0.02181	0.0515		0.05287	0.01071	7.96e-07 ***	
	+4.3% (i)				+5.4% (i)			
scale(l(An^2))	-0.20990	0.11922	0.0783		-0.19490	0.06224	0.001741 **	
scale(Jour)	1.94869	0.34217	1.23e-08 ***		0.18120	0.05065	0.000347 ***	
scale(l(Jour^2))	-1.99915	0.34750	8.77e-09 ***		-0.15477	0.04818	0.001317 **	
Myotis myotis (Myomyo)								
Variables	Estimate	Erreur standard	p-value	ΔAIC	Estimate	Erreur standard	p-value	ΔAIC
scale(An)	0.5545	0.1629	0.000662 ***	46.7	-0.17058	0.03481	5.38e-05 ***	26.8
An	0.10366	0.03044	0.000662 ***		-0.027639	0.006844	5.38e-05 ***	
	+10.9% (i)				-2.8% (i)			
scale(l(An^2))	-0.5447	0.1631	0.000840 ***		/	/	/	
scale(Jour)	1.0924	0.4668	0.019280 *		-0.15602	0.04191	0.000197 ***	
scale(l(Jour^2))	-1.2709	0.4782	0.007869 **		/	/	/	
Rhinolophus hipposideros (Rhihip)								
Variables	Estimate	Erreur standard	p-value	ΔAIC	Estimate	Erreur standard	p-value	ΔAIC
scale(An)	0.03672	0.02452	0.134	36.9	-0.05346	0.03444	0.12057	10.7
An	0.007410	0.004948	0.314		-0.010219	0.006583	0.12058	
	+0.7% (i)				-1.0% (i)			
scale(l(An^2))	/	/	/		/	/	/	
scale(Jour)	1.53473	0.30493	4.83e-07 ***		-0.08140	0.02549	0.00141 **	
scale(l(Jour^2))	-1.59583	0.30764	2.13e-07 ***		/	/	/	
Myotis emarginatus (Myoema)								
Variables	Estimate	Erreur standard	p-value	ΔAIC	Estimate	Erreur standard	p-value	ΔAIC
scale(An)	1.3660	0.3257	2.73e-05 ***	29.1	0.40676	0.04207	< 2e-16 ***	82.5
An	0.29880	0.07123	2.73e-05 ***		0.074680	0.007724	< 2e-16 ***	
	+34.8% (i)				+7.7% (i)			
scale(l(An^2))	-1.5510	0.3333	3.26e-06 ***		/	/	/	
scale(Jour)	3.0860	0.9838	0.00171 **		0.01715	0.04063	0.673	
scale(l(Jour^2))	-3.0970	0.9859	0.00168 **		/	/	/	

La représentation graphique de l'effet quadratiques du « Jour » permet de révéler les dates optimales pour réaliser le suivis des gîtes (effectif maximal d'adulte en été, effectif maximal d'individu en hiver). Pour *Rhinolophus ferrumequinum*, les dates optimales se situent entre le 15 Juin et le 15 Juillet en période estivale (Annexe 9a) contre le 25 Janvier et le 15 Février en période hivernale (Annexe 9b). Pour *Myotis myotis*, les dates optimales sont comprises entre le 15 et le 30 Juin en période estivale (Annexe 9c) tandis que l'effectif maximal diminue au cours de la saison pour la période hivernale (Annexe 9d). Pour *Rhinolophus hipposideros*, la période idéale semble être comprise entre le 5 et le 20 Juillet pour la période estivale (Annexe 9e) tandis que le nombre d'individus maximal diminue au cours de la saison hivernale (Annexe 9f). Enfin pour *Myotis emarginatus*, les suivis semblent être les plus pertinents entre le 30 Juin et le 15

Juillet (Annexe 9g) pour la période estivale et le nombre d'individus hivernants augmente au cours de l'hiver (Annexe 9h).

Optimisation du protocole de suivi

L'effort de suivi nécessaire à la détection de tendances de population est variable entre les espèces et les périodes. Pour l'ensemble des espèces présentant des tendances de populations significatives (Tableau 5), le nombre de sites connus est suffisant pour détecter les dites tendances.

Pour *Rhinolophus ferrumequinum* (période hivernale), 168 sites sont nécessaires à suivre pour atteindre une probabilité de 0.80 de détecter significativement la tendance mesurée entre 1999 et 2018 (Figure 3b). Les sites sélectionnés dans le protocole d'optimisation (Annexe 10b) présentent des tendances de population de différentes natures et ne semble pas organisés selon un *pattern* géographique très marqué malgré la présence en quantité plus importante de colonies en décroissance dans la zone ouest du Finistère (Figure 4b). Peu de sites dans le Morbihan et l'Ille et Vilaine ont été sélectionnés dans le protocole (Figure 4b).

Pour *Myotis myotis* (période estivale), 19 sites doivent être suivis pour atteindre une probabilité de 0.80 de détecter significativement la tendance mesurée entre 1999 et 2018 (Figure 3c). Pour la période hivernale, le nombre de sites à suivre est de 29 (Figure 3d). Les sites estivaux sélectionnés sont exclusivement à l'est de la région (Figure 4c ; Annexe 10c). Ceux-ci présentent des tendances de populations diverses sans *pattern* géographique marqué (Figure 4c). A l'inverse les sites hivernaux présentent une distribution géographique plus diffuse et un *pattern* de tendance marqué : exceptés deux sites à la tendance croissante et quatre sites à la tendance décroissante (tous situés à l'est de la région), l'ensemble des sites considérés présente une tendance non significative (Figure 4d ; Annexe 10d).

En période estivale, 18 sites doivent être suivis afin d'atteindre une probabilité de 0.80 de détecter significativement la tendance mesurée entre 1999 et 2018 chez *Myotis emarginatus* (Figure 5g) tandis que pour la période hivernale, seuls 6 sites sont nécessaires (Figure 5h). Les sites estivaux semblent localisés majoritairement dans l'Est de la région et aucun *pattern* géographique de tendance n'est observé (Figure 5g ; Annexe 10g). Les sites hivernaux quant à eux sont extrêmement diffus dans l'ensemble de la région et présentent tous des tendances croissantes à l'exception d'un site au nord de la région (présentant une tendance décroissante) (Figure 5h ; Annexe 10h).

Pour *Rhinolophus ferrumequinum* (période estivale) et *Rhinolophus hipposideros* (périodes estivales et hivernales), le nombre de sites déterminé correspond au nombre de sites à suivre

pour atteindre une probabilité de 0.80 de détecter une tendance non significative (comme définie avec les suivis entre 1999 et 2018) c'est-à-dire, très probablement stable puisque les tendances obtenues préalablement sont non significatives (Tableau 6). Ainsi, 128 sites devraient être suivis pour *Rhinolophus ferrumequinum* en période estivale contre 76 actuellement connus (Figure 5a ; Annexe 10a), 250 sites devraient être suivis pour *Rhinolophus hipposideros* en estivage contre 168 connus (Figure 5e ; Annexe 10e) et 94 sites seraient à suivre en période hivernale contre 70 connus pour *Rhinolophus hipposideros* (Figure 5f ; Annexe 10f). Etant donné que le nombre de sites connus n'est pas suffisant, cela signifie que tous les sites d'ores et déjà suivis sont retenus dans le protocole d'optimisation. Ainsi, pour les sites estivaux de *Rhinolophus ferrumequinum*, les sites connus semblent se répartir selon une diagonale nord-ouest/sud-est avec une abondance plus importante dans la zone finistérienne mais ne présentent pas de *pattern* géographique particulier dans les tendances (Figure 5a). Les sites estivaux connus de *Rhinolophus hipposideros* semblent se localiser dans l'ensemble de la région à l'exception du Finistère et ne suivent pas un *pattern* géographique de tendance (Figure 5e). Les sites hivernaux connus pour cette espèce se localisent, quant à eux, selon une diagonale nord/sud-est et présentent exclusivement une tendance non significative (Figure 5f).

Discussion

Caractéristiques physiques et démographiques des sites

Avec une exploitation des gîtes épigés en période estivale et des gîtes hypogés/mixtes en hiver, les sites suivis ne présentent pas de réelle originalité quant à leur exploitation par les espèces. Effectivement, cela corrobore la bibliographie connue : les sites hypogés à forte humidité et aux températures stables avoisinant les 10-14°C sont exploités en hiver tandis que les sites épigés à fortes températures et humidité faible sont favorisés pour la mise bas et l'élevage des jeunes (Schofield, 1996 ; Arthur et Lemaire, 2009 ; Ruys et Bernard, 2014). Des gîtes mixtes sont exploités par les espèces anthropophiles puisque ceux-ci présentent un avantage certain en regroupant les caractéristiques idéales pour différentes périodes de l'année et proposant des micro-gîtes (Schwaab, Dervaux et Martin, 2006).

La présence de perturbations, notamment de nature anthropique, dans les sites nécessite une attention particulière puisqu'elles « peuvent fortement influencer les variations d'effectifs [allant même] jusqu'à l'emporter sur l'effet des variables climatiques » (Kerbiriou *et al.*, in press). Ainsi, la prise en compte des sites perturbés dans l'optimisation du protocole de suivi aurait pu être envisagée.

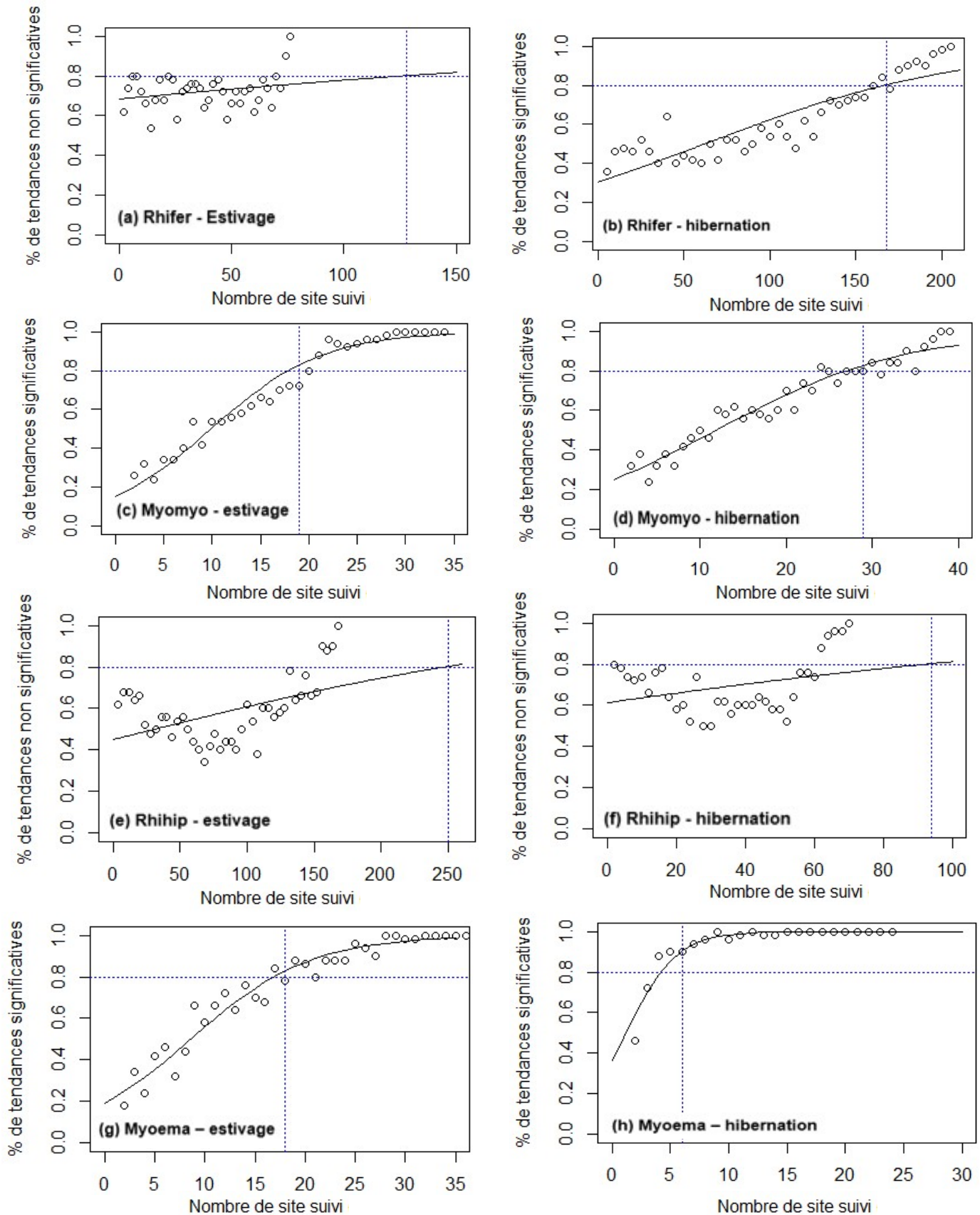


Figure 5 : Effort de suivi nécessaire pour détecter une tendance de population (« % pourcentage de tendances non significatives » : indique le nombre de sites à suivre nécessaire pour détecter une tendance stable / « % de tendances significatives » : indique le nombre de sites à suivre nécessaire pour détecter une tendance croissante ou décroissante).

Rhifer : *Rhinolophus ferrumequinum* ($n_{été} = 76$; $n_{hiver} = 205$), **Myommo :** *Myotis myotis* ($n_{été} = 35$; $n_{hiver} = 39$), **Rhihip :** *Rhinolophus hipposideros* ($n_{été} = 168$; $n_{hiver} = 70$), **Myoema :** *Myotis emarginatus* ($n_{été} = 36$; $n_{hiver} = 24$)

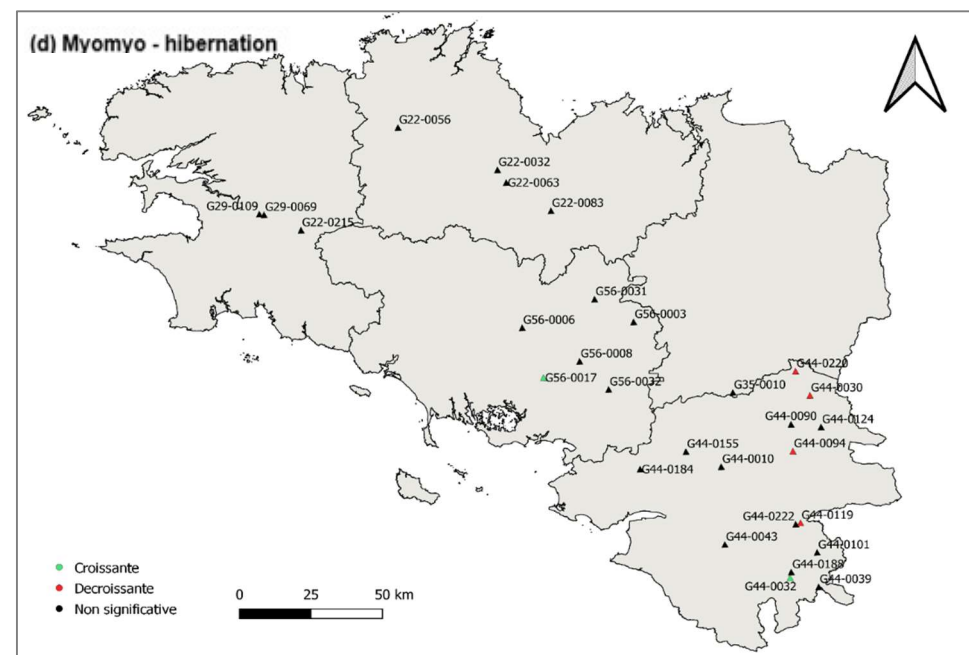
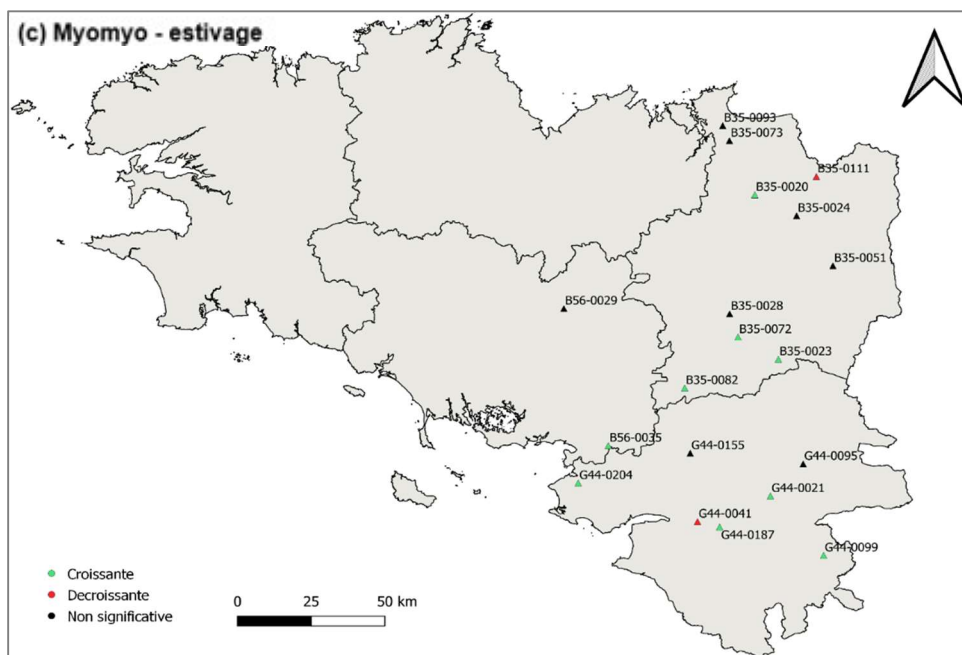
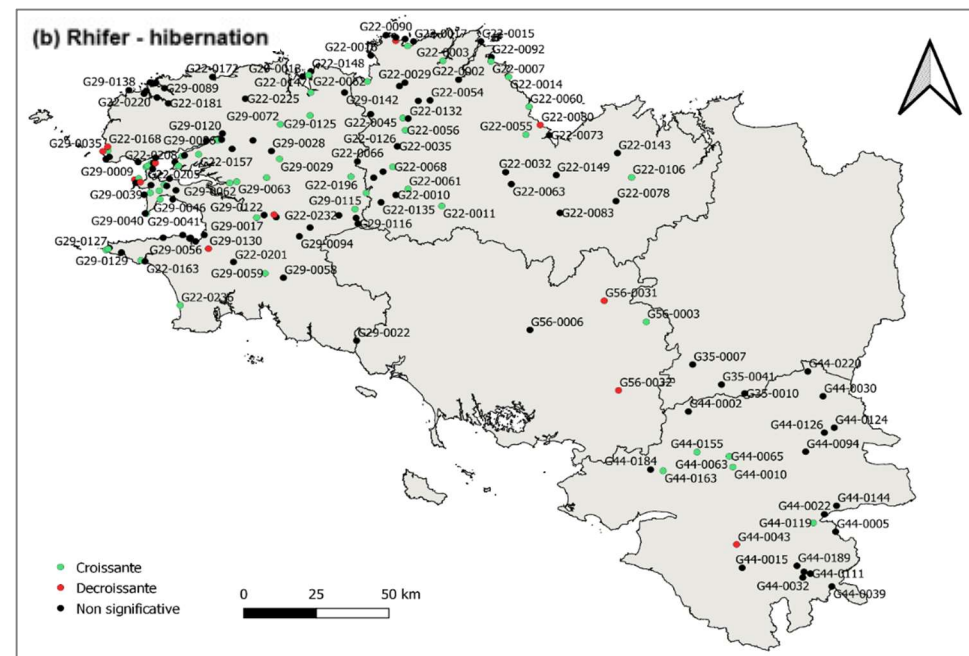
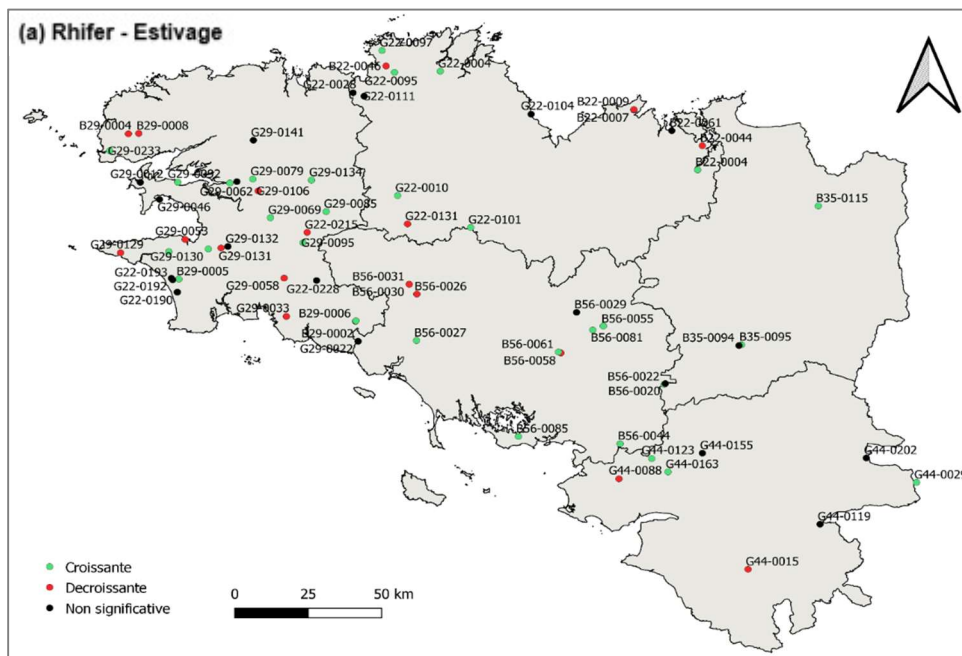


Figure 6a, 5b, 5c et 5d : Gîtes de reproduction et d'hibernation de *Rhinolophus ferrumequinum* ($n_{\text{été_connus}} = 76$ / $n_{\text{été_nécessaires}} = 128$; $n_{\text{hiver_connus}} = 205$ / $n_{\text{été_nécessaires_sélectionnées}} = 168$) et de *Myotis myotis* ($n_{\text{été_connus}} = 35$ / $n_{\text{été_nécessaires_sélectionnées}} = 19$; $n_{\text{hiver_connus}} = 39$ / $n_{\text{été_nécessaires_sélectionnées}} = 29$) sélectionnés pour l'optimisation du protocole de suivi et tendances associées par site.

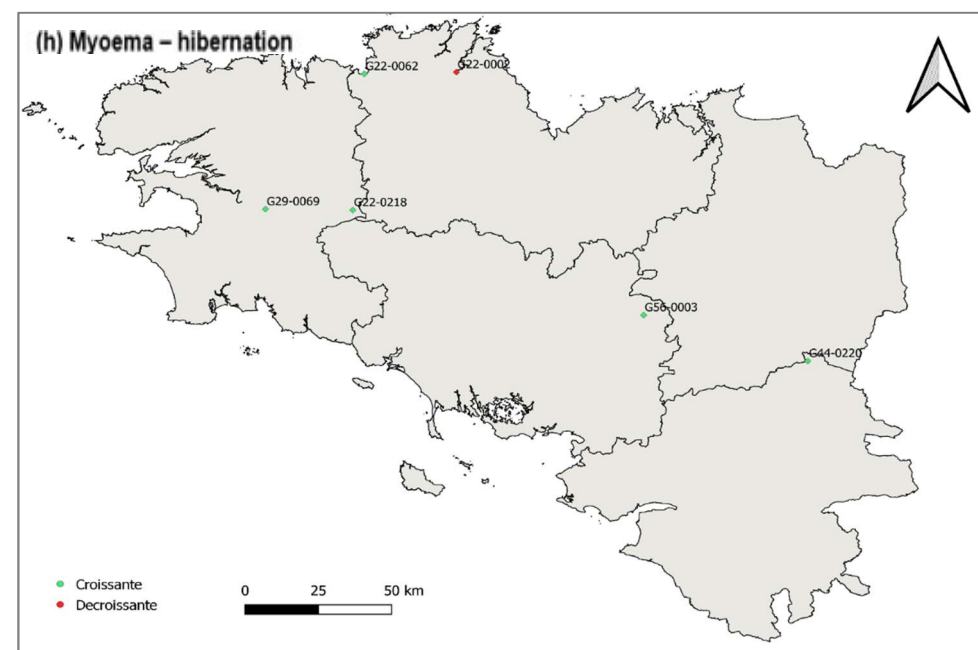
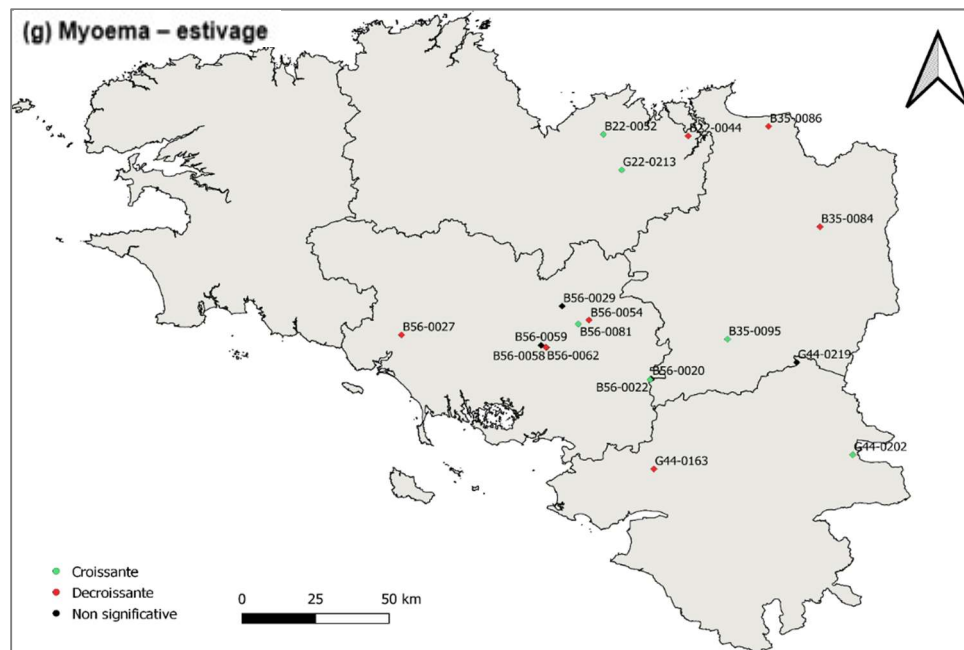
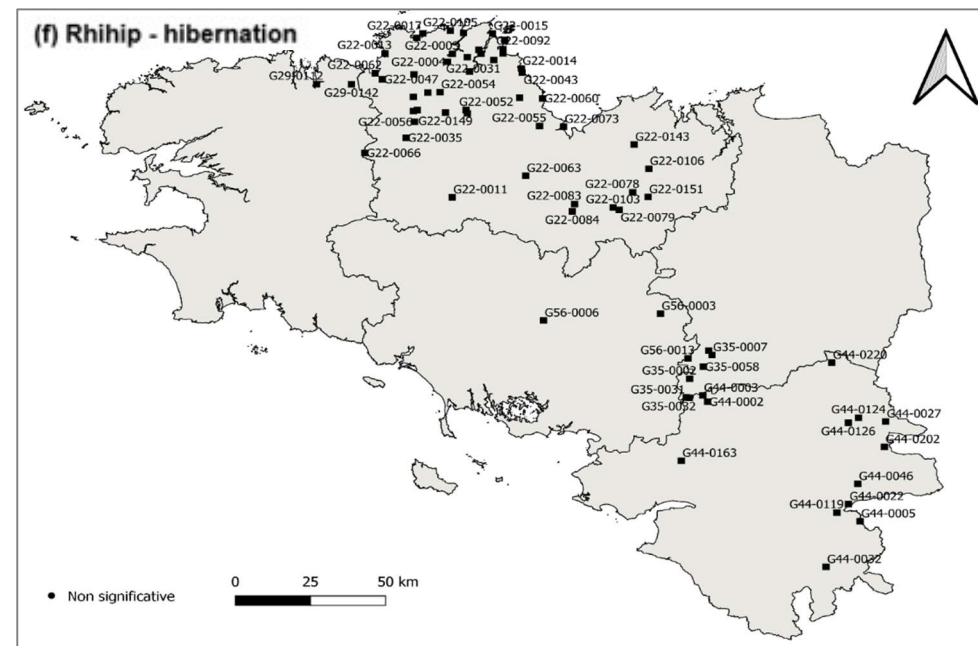
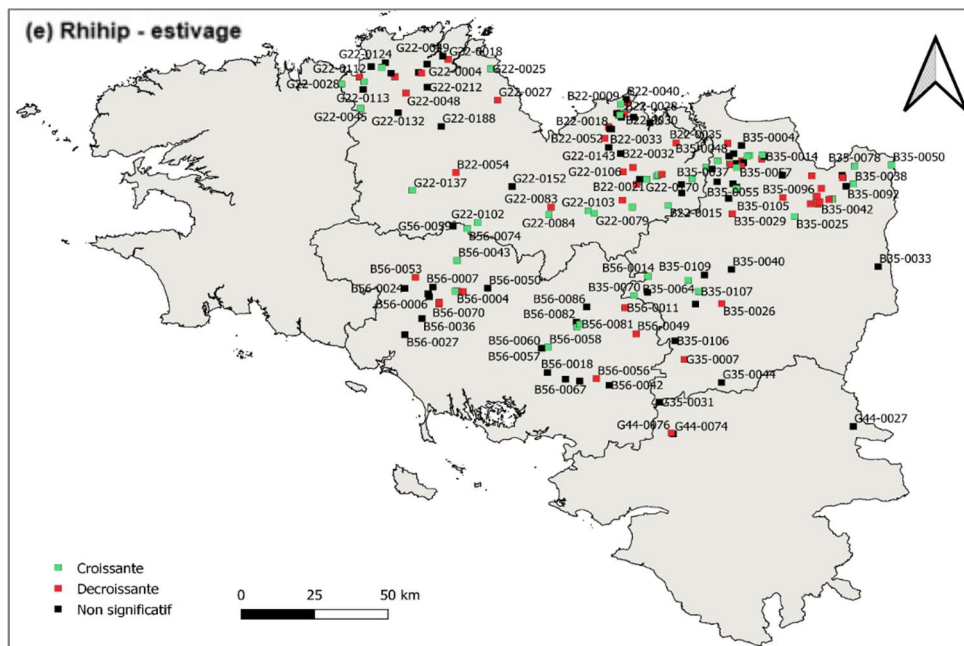


Figure 5e, 5f, 5g et 5h: Gîtes de reproduction et d'hibernation de *Rhinolophus hipposideros* ($n_{\text{été_connus}} = 168 / n_{\text{été_nécessaires}} = 250$; $n_{\text{hiver_connus}} = 70 / n_{\text{été_nécessaires}} = 94$) et *Myotis emarginatus* ($n_{\text{été_connus}} = 36 / n_{\text{été_nécessaires_sélectionnées}} = 18$; $n_{\text{hiver_connus}} = 24 / n_{\text{été_nécessaires_sélectionnées}} = 6$) sélectionnés pour l'optimisation du protocole de suivi et tendances associées par site

Une densité plus importante de sites avec peu d'individus est observée pour toutes les espèces et périodes (à l'exception de *Myotis myotis* en période estivale). Ceci indique que beaucoup de sites connus présentent des effectifs faibles (une dizaine d'individus) or cela pourrait induire une certaine instabilité des colonies et donc une difficulté dans la détection des tendances. En effet, les colonies présentant de grands effectifs semblent plus stables (Arthur *et al.*, 2014).

L'effectif moyen d'un site n'influence pas la tendance de population au sein de ce site pour *Rhinolophus ferrumequinum* (périodes estivales et hivernales), *Myotis myotis* (périodes estivales et hivernales) et *Myotis emarginatus* (période hivernale). Ainsi, cela signifie que même s'il existe une sélection par les observateurs des sites en fonction de leur effectifs moyens, les tendances obtenues ne sont pas biaisées : il n'y a donc pas de suivi que, de petites colonies déclinantes par exemple. Pour *Rhinolophus hipposideros* (périodes estivales et hivernales) et *Myotis emarginatus* (période estivale), la tendance de population d'un site est influencée par l'effectif moyen de ce site : des analyses complémentaires de tendances et d'optimisation du suivi par classe d'effectifs pourraient ainsi être effectuées pour limiter ce biais. Cependant, d'après l'étude sociologique, les observateurs ne semblent pas choisir les sites qu'ils suivent en fonction de l'effectif moyen au sein des sites (Annexe 3).

Effort de suivi et ressentis des observateurs

L'observation d'une corrélation positive entre le nombre de sites suivis et le nombre d'équipes d'observateurs permet de mettre en avant l'importance d'un réseau de bénévoles impliqués et d'un tissu associatif riche. Cependant, bien que le réseau bénévole puisse être très actif et rigoureux dans les suivis, peu de valorisation des données est effectuée comme démontré par une étude des tendances à l'échelle nationale (Kerbiriou *et al.*, 2018). Ainsi, afin d'exploiter et de valoriser les efforts de suivi régionaux, un travail d'analyse des données par/en collaboration avec les associations naturalistes et une communication des résultats aux bénévoles semblent essentiels. Effectivement, cela permettrait aux observateurs de pouvoir appréhender les tendances et d'observer si les tendances déterminées à l'échelle régionale correspondent à leurs observations sur les sites suivis. En effet, l'étude sociologique montre clairement que peu de bénévoles sont capables d'exprimer un ressenti clair sur les tendances de population au sein des sites qu'ils suivent (Annexe 5). Ce qui rend d'autant plus intéressant la mise en place d'une valorisation régionale par la définition des tendances de populations.

Tendance de population

L'élaboration des tendances de populations a permis de mettre en avant la présence d'un accroissement annuel pour *Rhinolophus ferrumequinum* (pour la période hivernale), pour

Myotis myotis (pour la période estivale) et pour *Myotis emarginatus* (pour les périodes estivale et hivernale). Les tendances positives hivernales corroborent les résultats obtenus à l'échelle nationale pour les hivers des années 1980 à 2015 (Kerbiriou *et al.*, 2018) pour *Rhinolophus ferrumequinum*, et *Myotis emarginatus*. Cependant, les tendances obtenues à l'échelle bretonne semblent plus marquées qu'à l'échelle nationale avec près de deux points supplémentaires (Kerbiriou *et al.*, 2018). Pour *Myotis myotis* (période hivernale), les tendances régionales vont à l'encontre des tendances françaises avec une décroissante de -2.8% annuellement pour la Bretagne contre une augmentation de +2.9% à l'échelle nationale (Kerbiriou *et al.*, 2018). Pour *Rhinolophus hipposideros*, une tendance positive de près de 7% est détectée à l'échelle nationale (Kerbiriou *et al.*, 2018) tandis qu'elle est non significative à l'échelle bretonne, ce qui pourrait s'expliquer par un particularisme régional (stabilité ou évolution trop peu marquée pour être détectée, ou pattern démographiques distincts entre petites et grandes colonies masquant la tendance de fond par exemple).

A l'échelle nationale, aucune tendance calculée à partir des données estivales ne semble encore avoir été définie. Ainsi, il paraît complexe de comparer les résultats issus de l'étude avec ceux de la bibliographie. Issu d'un protocole complexe et riche, l'élaboration de tendances définies à l'échelle nationale par Kerbiriou *et al.* (2015) grâce à un protocole acoustique (Vigie-Chiro) traite des espèces communes. Dans cette étude, le groupe des *Myotis* présente « une tendance significative à l'augmentation jusqu'en 2013 » (Kerbiriou *et al.*, 2015). Dans le cadre du « UK's National Bat Monitoring Programme », ce type de tendance a été calculée pour la période estivale. Cependant, le cortège d'espèce est différent : aucune donnée n'est disponible pour *Myotis myotis* et *Myotis emarginatus* (Bat Conservation Trust, 2011). Pour la période estivale, une augmentation annuelle de 6.0% est observée pour *Rhinolophus ferrumequinum* contre 4.8% pour *Rhinolophus hipposideros* (Bat Conservation Trust, 2011). Le manque éventuel de tendances définies à large échelle provient notamment d'un défaut de centralisation des données. A l'échelle régionale, la centralisation des données de suivis peut aussi être complexe. Ainsi l'absence éventuelle d'évaluation des tendances estivales à d'autres échelles (nationale, européenne, régions voisines) (Kervyn, 2009) ne nous permet pas de conforter les valeurs déterminées dans la présente étude en Bretagne. Néanmoins, pour les cas où les tendances évaluées en été sont du même ordre que celles évaluées en hiver (comme pour *Rhinolophus ferrumequinum* présentant une quasi-significativité des tendances en période estivale) nous pouvons avoir une confiance assez forte dans la réalité démographique des valeurs déterminées.

L'intégration des données complémentaires (mise à jour annuelle des données de suivis par exemple) pourrait ainsi être intéressante. Malgré tout, il est nécessaire de mettre en avant l'efficacité du tissu associatif : pour les espèces considérées dans l'étude, le suivi des gîtes est la meilleure méthode permettant leur détection (Flaquer, Torre et Arrizabalaga, 2007).

Les taux d'accroissement annuels importants révélés précédemment sont intéressants puisqu'ils traduisent des phénomènes à deux échelles en se basant sur l'hypothèse selon laquelle le taux d'accroissement annuel maximal est égal à 1.5 (ou 50%) du fait de la démographie des chiroptères (Kerbiriou *et al.*, 2018). D'une part à l'échelle locale, cela pourrait traduire d'une augmentation de la fitness dû à des phénomènes écologiques tels que l'« effet Allee » (Angulo *et al.*, 2018). Le comportement grégaire et la grande sociabilité des chiroptères pourraient notamment expliquer ce type de résultats. Effectivement, au cours des différentes phases annuelles du cycle de vie des espèces, la coopération sociale est observée : formation de maternité pour l'élevage et la surveillance des jeunes en période estivale, coopération pour la reproduction en période de *swarming* (Hall et Brenner, 1968 ; Arthur et Lemaire, 2015 ; Burns et Broders, 2015 ; Angulo *et al.*, 2018). Cependant, les grands regroupements pourraient aussi présenter des effets défavorables et entraîner une certaine vulnérabilité : augmentation du parasitisme, des zoonoses (Maslo et Fefferman, 2015), de la prédation ou du dérangement anthropique (colonies plus facilement détectable). De plus, à l'échelle locale, une amélioration relative de la capacité d'accueil des milieux depuis les dernières dizaines d'années pourrait expliquer une amélioration dans la tendance des populations de chiroptères ayant fortement chuté après-guerre à cause de l'utilisation excessive de pesticides, de la fragmentation des habitats... (Afonso *et al.*, 2016). D'autre part, à plus large échelle, un taux d'accroissement annuel avoisinant les 50% (comme pour *Myotis emarginatus* en période estivale) semblerait traduire des phénomènes d'immigration-émigration encore peu connus (Kerbiriou *et al.*, 2012). Enfin, une autre hypothèse pourrait être un renforcement des recherches de sites et donc de suivis de ces espèces : ce qui pourrait aller dans le sens d'une augmentation du nombre de sites suivis obtenues précédemment.

Enfin, l'élaboration des tendances à l'échelle régionale et la définition de périodes favorables au suivi des gîtes permet d'accroître la connaissance des observateurs à ce sujet. Effectivement, seule une infime partie d'entre eux n'est capable de se prononcer sur les tendances de population au sein des sites qu'ils suivent (Annexe 5). Cette étude permet ainsi de valoriser leur investissement dans le suivi des sites.

Optimisation du protocole de suivi

Afin de détecter des tendances de populations significatives, il est nécessaire de suivre un nombre de sites très important pour *Rhinolophus ferrumequinum* et *Rhinolophus hipposideros*. Ceci pourrait s'expliquer par l'écologie particulière du genre *Rhinolophus*. Effectivement, ces deux espèces semblent exploiter un réseau de sites satellites différents entre autres en fonction des conditions climatiques ou semblent fonctionner en sous-groupes extrêmement proches géographiquement (Rossiter *et al.*, 2000 ; Jan *et al.*, 2017). Ainsi, cela pourrait signifier qu'un nombre insuffisant de sites est connu. Pour la période hivernale, un nombre important de sites à suivre pourrait s'expliquer par le comportement en partie sporadique des individus du genre *Rhinolophus* (Arthur et Lemaire, 2009).

Pour *Myotis myotis*, un nombre de site assez faible est nécessaire pour la détection d'une tendance de population estivale significative. Ceci pourrait s'expliquer par la diversité des tailles de colonies présentes dans la région (Annexe 8). Effectivement, il est possible de penser qu'avec un échantillon très diversifié, les biais sont limités et permettraient ainsi de détecter une tendance de population significative avec un nombre de site faible. Concernant la période hivernale, un nombre assez faible est aussi nécessaire pour la détection de tendance significative. Ainsi, il est possible de supposer que les sites suivis pour cette espèce à cette période sont suffisamment représentatifs. Pour la détection de tendance de population significative pour *Myotis emarginatus* (périodes estivales et hivernales), un nombre faible de site est nécessaire. Celle-ci pourrait émaner de l'importante augmentation du nombre d'individus observé à l'échelle régionale (T. Dubos, comm. pers. ; Annexe 5). Effectivement, il est logique d'estimer que plus une tendance est importante, plus elle est aisément détectable (Barlow *et al.*, 2015). Concernant la période hivernale, il semble possible de supposer que, tout comme pour *Myotis myotis*, l'échantillon connu pourrait être suffisamment représentatif des populations et pourrait donc fournir des tendances significatives.

L'optimisation du protocole régional de suivi offre des potentialités intéressantes en termes de conservation appliquée. La recherche de colonie peut être envisagée pour des espèces ne présentant pas un nombre suffisant de sites suivis. La détection de tendances significatives est en effet essentielle pour connaître l'état de santé des populations de ces espèces à l'échelle régionale et donc envisager des mesures de conservation pour les espèces aux tendances décroissantes ou aux tendances positives traduisant, plutôt qu'une expansion, un rétablissement après un déclin très important et non résorbé des populations (Kervyn, 2009 ; UICN France,

2017). Ainsi, la connaissance permet d'axer les mesures de protection et de conservation des populations de chiroptères.

De plus, cette étude pourrait suggérer une méthode d'étude relative à l'effort d'échantillonnage nécessaire. En effet, à l'échelle européenne, peu d'études s'axent sur cette thématique. Récemment publiée, l'étude de Richardson *et al.* (2019) traite de l'effort de suivi nécessaire à la détection de l'activité des chiroptères. Seulement, celle-ci s'appuie sur des données acoustiques. L'étude réalisée à l'échelle régionale bretonne pourrait ainsi, en s'appuyant sur des données de suivis de sites constituer une étude pilote en faveur de l'exploitation et la valorisation des données de suivis issus des tissus associatifs.

Conclusion

La contextualisation physique et démographique des colonies a permis de montrer que les sites suivis en Bretagne suivent les habitudes biologiques des espèces en termes d'exploitation du type de gîte. La présence de perturbations de diverses natures (anthropique, prédation, ...) sur les sites estivaux a été mise en avant. Une différence entre les tailles moyennes de colonies par espèce et période est observée (bien qu'elles se situent dans des ordres de grandeur similaires). Bien que l'effectif moyen d'un site puisse influencer sa tendance pour certaines espèces et périodes, le biais potentiel sur les tendances pourrait être compensé par une non sélection des sites en fonction de leur effectif moyen par les observateurs. Les analyses relatives à l'effort de suivi montrent que le nombre de sites suivis est positivement corrélé avec le nombre d'observateurs et qu'il existe une augmentation du nombre de sites suivis depuis 1999. L'enquête sociologique permet de discuter certains résultats, de valoriser l'effort de suivi mis en place et de montrer qu'il est essentiel d'effectuer un retour et une communication relative à la détection de tendances à l'échelle régionale. Des tendances de populations positives ont été mises en évidence pour *Rhinolophus ferrumequinum* (période hivernale), *Myotis myotis* (périodes estivale et hivernale) et *Myotis emarginatus* (périodes estivale et hivernale). Des tendances non significatives sont révélées pour *Rhinolophus ferrumequinum* (période estivale) et *Rhinolophus hipposideros* (périodes estivales et hivernales). Des dates optimales de suivis ont été définies. Un nombre de sites minimal à suivre pour chaque espèce et période a pu être défini afin d'optimiser le protocole de suivi régional. Pouvant être considérée comme préliminaire ou pilote, cette étude pourrait permettre de proposer une méthode visant à quantifier l'effort de suivi nécessaire à l'élaboration de tendances de population à large échelle sur une période donnée tout en valorisant le travail souvent important du réseau associatif.

Bibliographie

AFONSO E., TOURNANT P., FOLTETE C., GIRAUDOUX P., BAURAND P.-E., ROUE S., CANELLA V., VAY D., SCHEIFLER R., 2016. Is the lesser horseshoe bat (*Rhinolophus hipposideros*) exposed to causes that may have contributed to its decline? A non-invasive approach, *Global Ecology and Conservation* 8: 123-137.

ANCILLOTTO L., VENTURI G., RUSSO D., 2019. Presence of humans and domestic cats affects bat behaviour in an urban nursery of greater horseshoe bats (*Rhinolophus ferrumequinum*), *Behavioural Processes*, 29p.

ANGULO E., LUQUE G.M., GREGORY S.D., WENZEL J.W., BESSA-GOMES C., BEREK L., COURCHAMP F., 2018. Allee effects in social species, *Journal of Animal Ecology* 87: 47-58.

ARTHUR L., LEMAIRE M., DUFRENE 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): 397-411.

ARTHUR L., LEMAIRE M., 2009. Les Chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse, Biotope, Mèze (Collection Parthénopé), Muséum national d'Histoire Naturelle, Paris, 544p.

ARTHUR L., LEMAIRE M., 2015. Les Chauves-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse, Biotope, Mèze (Collection Parthénopé), Muséum national d'Histoire Naturelle, Paris, 2e Edition, 544p.

BARLOW K.E., BRIGGS P.A., HAYSOM K.A., HUTSON A.M., LECHIARA N.L., RACEY P.A., WALSH A.L., LANGTON S.D., 2015. Citizen science reveals trends in bat populations: The National Bat Monitoring Programme in Great Britain, *Biological Conservation* 182: 14-26.

BAT CONSERVATION TRUST, 2006. The National Bat Monitoring Programme – Annual Report 2006, 51p.

BAT CONSERVATION TRUST, 2011. The state of the UK's bats – National Bat Monitoring Programme Population Trends 2011, 4p.

BATTERSBY J. (comp.), 2010. Guidelines for Surveillance and Monitoring of European bats, EUROBATS Publication series No. 5, UNEP/EUROBATS Secretariat, Bonn, Germany, 95p.

BAUDOIN A., 2013. Analyse statistique de la démographie de quatre espèces de chauves-souris : le Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*), le Grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*), le Grand murin (*Myotis myotis*) et le Murin à oreilles échancrées (*Myotis emarginatus*), sur 13 années de comptage en Bretagne, et de son lien avec les facteurs environnementaux, Ecologie Fonctionnelle, Comportementale et Evolutive, Paimpont, Université Rennes 1, 28p.

BURNS L.E., BRODERS H.G., 2015, Maximizing mating opportunities: higher autumn swarming activity in male versus female *Myotis* bats, *Journal of Mammalogy* 96(6) : 1326-1336.

BUTCHART S.H.M., WALPOLE M., COLLEN B., VAN STRIEN A., SCHARLEMANN J.P.W., ALMON, R.E.A., BAILLIE J.E.M., BOMHARD B., BROWN C., BRUNO J., CARPENTER K.E., CARR G.M., CHANSON J., CHENERY A.M., CSIRKE J., DAVIDSON N.C., DENTENER F., FOSTER M., GALLI A., GALLOWAY J.N., GENOVESI P., GREGORY R.D., HOCKINGS M., KAPOV V., LAMARQUE J.F., LEVERINGTON F., LOH J., MCGEOCH M.A., MCRAE L., MINASYAN A., MORCILLO M.H., OLDFIELD T.E.E., PAULY D., QUADER S., REVENGA C., SAUER J.R., SKOLNIK B., SPEAR D., STANWELLSMITH D., STUART S. N., SYMES A., TIERNEY M., TYRRELL T.D., VIE J.C., WATSON R., 2010. Global biodiversity: Indicators of recent declines, *Science* 328: 1164-1168.

CLEMENT S., MOORE S.A., LOCKWOOD M., MORRISON T.H., 2015. A diagnostic framework for biodiversity conservation institutions, *Pacific Conservation Biology* 21(4): 277-290.

COLLEN B., BOHM M., KEMP, M., BAILLIE R., 2012. Spineless: status and trends of the world's invertebrates, Report, Zoological Society of London, London, UK, 88p. In : **DALE A., KING L., BEHAN-PELLETIER V., BAZELY D., BECKEL M., CARR D., CLERMONT H., CLIFTON-ROSS J., CORSI M., EATON S., FAST E., GOSLING S., JOY J., KENNY B., KILVERT E., KOVAL P., LEDUC C., LISTER N.M., MURRAY A., OTTO S., STADELMAN L., TANNER S., VETTESE S.M.**, 2019. Biodiversity conservation : A call for action for Canadian Decision-Makers, 10p.

DALE A., KING L., BEHAN-PELLETIER V., BAZELY D., BECKEL M., CARR D., CLERMONT H., CLIFTON-ROSS J., CORSI M., EATON S., FAST E., GOSLING S., JOY J., KENNY B., KILVERT E., KOVAL P., LEDUC C., LISTER N.M., MURRAY A., OTTO S., STADELMAN L., TANNER S., VETTESE S.M., 2019. Biodiversity conservation : A call for action for Canadian Decision-Makers, 10p.

DUBOS N., LE VIOL I., ROBERT A., TEPLITSKY C., GHISLAIN M., DEHORTER O., JULLIARD R., HENRY P.Y., 2018. Disentangling the effects of spring anomalies in climate and net primary production on body size of temperate songbirds, *Ecography* 41(8): 1319–1330.

DUBOS N., DEHORTER O., YVES P., LE VIOL I., 2018. Thermal constraints on body size depend on the population's position within the species' thermal range in temperate songbirds, *Global Ecology and Biogeography* 28: 96–106.

FARCY O., LE ROUXEL A., QUEAU S., 2009. Activité et terrains de chasse du Petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros* Bechstein, 1800) en Bretagne, France, *Arvicola*, 19(1) : 12-20.

FARCY O., TOUZALIN F., 2014. Etude de la dynamique du Grand murin (*Myotis myotis*) en Bretagne et en Pays de la Loire - Bilan 2011-2013, Bretagne Vivante, 51p.

FLANDERS J., JONES G., 2009. Roost use, ranging behavior, and diet of Greater Horseshoe Bats (*Rhinolophus ferrumequinum*) using a transitional roost, *Journal of Mammalogy* 90(4): 888-896.

FLAQUER C., TORRE I., ARRIZABALAGA A., 2007. Comparison of sampling methods for inventory of bat community, *Journal of Mammalogy* 88(2): 526-533.

FROIDEVAUX J.S.P., BOUGHEY K.L., BARLOW K.E., JONES G., 2017. Factors driving population recovery of the greater horseshoe bat (*Rhinolophus ferrumequinum*) in the UK: implications for conservation, *Biodiversity and Conservation* 26: 1601-1621.

FUREY N.M., RACEY P.A., 2016. Conservation ecology of cave bats. In: **VOIGT C.C., KINGSTON T.** (eds), Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world, *Springer International AG*: 463-492.

GROOTEN M., ALMOND R.E.A. (eds.) 2018. Living Planet Report - 2018 : Aiming higher, WWF, Gland, Switzerland, 146p.

HALL J.S., BRENNER F.J., 1968, Summer netting of bats at a cave in Pennsylvania, *Journal of Mammalogy* 49 : 779-781.

HAYSOM K.A., DEKKER J., RUSS J.A., VAN DER MEIJ T., VAN STRIEN A.J., 2013. European bat population trends - A prototype biodiversity indicator, European Environment Agency, Copenhagen, Denmark, 61p.

HOFFMANN M., HILTON-TAYLOR C., ANGULO A., BÖHM M., BROOKS T.M., BUTCHART S.H.M., CARPENTER K.E., CHANSON J., COLLEN B., COX N.A., DARWALL W.R.T., DULVY N.K., HARRISON L.R., KATARIYA V., POLLOCK C.M., QUADER S., RICHMAN N.I., RODRIGUES A.S.L., TOGNELLI M.F., VIE J.C., AGUIAR J.M., ALLEN D.J., ALLEN G.R., AMORI G., ANANJEVA N.B., ANDREONE F., ANDREW P., ORTIZ A.L.A., BAILLIE J.E.M., BALDI R., BELL B.D., BIJU S.D., BIRD J.P., BLACK-DECIMA P., BLANC J.J., BOLAÑOS F., BOLIVAR-GARCIA W., BURFIELD I.J., BURTON J.A., CAPPER D.R., CASTRO F., CATULLO G., CAVANAGH R.D., CHANNING A., CHAO N.L., CHENERY A.M., CHIOZZA F., CLAUSNITZER V., COLLAR N.J., COLLETT L.C., COLLETTE B.B., FERNANDEZ C.F.C., CRAIG M.T., CROSBY M.J., CUMBERLIDGE N., CUTTELOD A., DEROCHER A.E., DIESMOS A.C., DONALDSON J.S., DUCKWORTH J.W., DUTSON G.S., DUTTA K., EMSLIE R.H., FARJON A., FOWLER S., FREYHOF I., GARSHELIS D.L., GERLACH J., GOWER D.J., GRANT T.D., HAMMERSON G.A., HARRIS R.B., HEANEY L.R., HEDGES S.B., HERO J.-M., HUGHES B., HUSSAIN S.A., ICOCHEA J.M., INGER R.F., ISHII N., ISKANDAR D.T., JENKINS R.K.B., KANEKO Y., KOTTELAT M., KOVACS K.M., KUZMIN S.L., LA MARCA E., LAMOREUX J.F., LAU M.W.N., LAVILLA E.O., LEUS K., LEWISON R.L., LICHTENSTEIN G., LIVINGSTONE S.R., LUKOSCHEK V., MALLON D.P., MCGOWAN P.J.K., MCIVOR A., MOEHLMAN P.D., MOLUR S., MUÑOZ ALONSO A., MUSICK J.A., NOWELL K., NUSSBAUM R.A., OLECH W., ORLOV N.L., PAPENFUSS T.J., PARRA-OLEA G., PERRIN W.F., POLIDORO B.A., POURKAZEMI M., RACEY P.A., RAGLE J.S., RAM M., RATHBUN G., REYNOLDS R.P., RHODIN A.G.J., RICHARDS S.J., RODRIGUEZ L.O., RON S.R., RONDININI C., RYLANDS A.B., SADOVY DE MITCHESON Y., SANCANGCO J.C., SANDERS K.L., SANTOS-BARRERA G., SCHIPPER J., SELF-

SULLIVAN C., SHI Y., SHOEMAKER A., SHORT F.T., SILLERO-ZUBIRI C., SILVANO D.L., SMITH K.G., SMITH A.T., SNOEKS J., STATTERSFIELD A.J., SYMES A.J., TABER A.B., TALUKDAR B.K., TEMPLE H.J., TIMMINS R., TOBIAS J.A., TSYTSULINA K., TWEDDLE D., UBEDA C., VALENTI S.V., VAN DIJK P.P., VEIGA L.M., VELOSO A., WEGE D.C., WILKINSON M., WILLIAMSON E.A., XIE F., YOUNG B.E., AKÇAKAYA H.R., BENNUN L., BLACKBURN T.M., BOITANI L., DUBLIN H.T., DA FONSECA G.A.B., GASCON C., LACHER T.E.JR., MACE G.M., MAINKA S.A., MCNEELY J.F., MITTERMEIER R.A., MCGREGOR REID G., RODRIGUEZ J.P., ROSENBERG A.A., SAMWAYS M.J., SMART J., STEIN B.A., STUART S.N., 2010. The impact of conservation on the status of the world's vertebrates, *Science* 330(6010) : 1503-1509. In : DALE A., KING L., BEHAN-PELLETIER V., BAZELY D., BECKEL M., CARR D., CLERMONT H., CLIFTON-ROSS J., CORSI M., EATON S., FAST E., GOSLING S., JOY J., KENNY B., KILVERT E., KOVAL P., LEDUC C., LISTER N.M., MURRAY A., OTTO S., STADELMAN L., TANNER S., VETTESE S.M., 2019. Biodiversity conservation : A call for action for Canadian Decision-Makers, 10p.

JAN P.-L., FARCY O., BOIREAU J., LE TEXIER E., BAUDOUIN A., LE GOUAR P., PUECHMAILLE S., PETIT E., 2017. Which temporal resolution to consider when investigating the impact of climatic data on population dynamics? The case of the lesser horseshoe bat (*Rhinolophus hipposideros*), *Oecologia* 184(4): 749-761.

KERBIRIOU C., MARMET J., MONSARRAT S., ROBERT A., LEMAIRE M., ARTHUR L ; HAQUART A., JULIEN J.-F., 2012 Eléments de réflexion sur le suivi des gîtes de chiroptères, *Symbioses* 28 : 1-4.

KERBIRIOU *et al.*, in press. In : KERBIRIOU C., MARMET J., MONSARRAT S., ROBERT A., LEMAIRE M., ARTHUR L ; HAQUART A., JULIEN J.-F., 2012 Eléments de réflexion sur le suivi des gîtes de chiroptères, *Symbioses* 28 : 1-4.

KERBIRIOU C., JULIEN J.F., BAS Y., MARMET J., LE VIOL I., LORRILLIERE R., AZAM C., GASC A., LOIS G., 2015. Vigie-Chiro : 9 ans de suivi des tendances des espèces communes, *Symbioses* (34) et *Symbioses* (35): 1-4.

KERBIRIOU C., JULIEN J.F. MONSARRAT S., LUSTRAT P., HAQUART A., ROBERT A., 2015. Information on population trends and biological constraints from bat counts in roost cavities: a 22-year case study of a pipistrelle bats (*Pipistrellus pipistrellus* Schreber) hibernaculum, *Wildlife Research* 42: 35–43.

KERBIRIOU C., BAS Y., JULIEN J.F., GROUPE CHIROPTERES DE LA SFPEM, 2018. Estimations des tendances des populations de Chiroptères à partir des suivis de gîtes estivaux, *Symbioses - nouvelle série*, 37 : 7-15.

KERVYN T., LAMOTTE S., NYSSSEN P., VERSCHUREN J., 2009. Major decline of bat abundance and diversity during the last 50 years in southern Belgium, *Belgian Journal of Zoology* 139(2): 124-132.

KEW ROYAL BOTANIC GARDENS, 2010. Annual Report and Accounts for the year ended 31 March, The Stationery Office London, 38p. In : DALE A., KING L., BEHAN-PELLETIER V., BAZELY D., BECKEL M., CARR D., CLERMONT H., CLIFTON-

ROSS J., CORSI M., EATON S., FAST E., GOSLING S., JOY J., KENNY B., KILVERT E., KOVAL P., LEDUC C., LISTER N.M., MURRAY A., OTTO S., STADELMAN L., TANNER S., VETTESE S.M., 2019. Biodiversity conservation : A call for action for Canadian Decision-Makers, 10p.

LE HOUEDDEC A., PETIT E., JAMAULT R., 2008. Etude complémentaire sur un site urbain de « swarming » Fougères (Ille et Vilaine, France), Bretagne Vivant, 66p.

LEVINE C.R., YANAI R.D., LAMPMAN G.G., BURNS D.A., DRISCOLL C.T., LAWRENCE G.B., LYNCH J.A., SCHOCH N., 2014. Evaluating the efficiency of environmental monitoring programs, *Ecological Indicators* 39: 94–101.

LOPEZ-ROIG M., SERRA-COBO J., 2014. Impact of human disturbance, density, and environmental conditions on the survival probabilities of pipistrelle bat (*Pipistrellus pipistrellus*), *Population Ecology* 56: 471-480.

MARSH D.M., TRENHAM P.C., 2008. Current trends in plant and animal population monitoring, *Conservation Biology* 22: 647–655.

MASLO B., FEFFERMAN N.J., 2015. A case study of bats and white-nose syndrome demonstrating how to model population viability with evolutionary effects, *Conservation Biology* 29(4): 1176-1185.

POLLOCK K.H., NICHOLS J.D., SIMONS T.R., FARNSWORTH G.L., BAILEY L.L., SAUER J.R., 2002. Large scale wildlife monitoring studies: statistical methods for design and analysis. *Environmetrics* 13: 105–119.

RICHARDSON S.M., LINTOTT P.R., HOSKEN D.J., MATHEWS F., 2019. An evidence-based approach to specifying survey effort in ecological assessments of bat activity, *Biological Conservation* 231: 98-102.

ROBERT L., TAPIERO A., 2014. Plan National d'Actions Chiroptères (2009-2013) – Annexes Bilan technique final, Fédération des Conservatoires d'Espaces Naturels, MEDDE/DREAL Franche-Comté, 146p.

ROSSITER S.J., JONES G., RANSOME R.D., BARRATT E.M., 2000. Genetic variation and population structure in the endangered greater horseshoe bat *Rhinolophus ferrumequinum*, *Molecular ecology* 9: 1131-1135.

RUYS T., BERNARD Y. (coords), 2014. Atlas des Mammifères sauvages d'Aquitaine – Tome 4 – Les Chiroptères, Cistude Nature et LPO Aquitaine, Edition Cistude Nature, 256p.

SCHOFIELD H.W., 1996. The ecology and conservation biology of *Rhinolophus hipposideros*, the lesser horseshoe bat, University of Aberdeen. In : **LINO A., FONSECA C., MENDES G., RAMOS PEREIRA M.J., 2015.** Roosting behaviour and phenology of the Lesser horseshoe bat (*Rhinolophus hipposideros*) in a breeding colony in Sintra, Portugal, *Galemys* 27: 1-12.

SIMONNET F. (coord.), 2015. Atlas des Mammifères de Bretagne, Edition LOCUS SOLUS, 304p.

SIMONNET F., DUBOS T., LE CAMPION T., LE HOUEDDEC A., BOIREAU J., PIEL B., 2018. Observatoire des Mammifères de Bretagne 2017-2020 : Bilan d'activité 2017, Groupe Mammalogique Breton, 56p.

STAPLES J.F., BROWN J.C.L., 2008. Mitochondrial metabolism in hibernation and daily torpor : a review, *Journal of Comparative Physiology-B* 178: 811-827.

SCHWAAB F., DERVAUX A., MARTIN F., 2006. Etude éco-éthologique d'une colonie de mise bas du Petit Rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*) en Lorraine, Bourgogne Nature, Hors série, 1 : 109-112.

TAPIERO A. (coord.), 2017. Plan national d'actions en faveur des chiroptères 2016-2025, Fédérations des Conservatoires d'espaces naturels, Ministère de l'Environnement, de l'Energie et de la Mer, 83p.

THOMAS D.W., BROCK FENTON M., BARCLAY R.M.R., 1979. Social behavior of the little brow bat, *Myotis lucifugus*, *Behavioral Ecology and Sociobiology* 6: 129-136.

UICN FRANCE, MNHN, SFEPM, ONCFS, 2017. La Liste rouge des espèces menacées en France – Chapitre Mammifères de France métropolitaine, Paris, France, 16p.

UICN FRANCE, 2018. Guide pratique pour la réalisation de Listes rouges régionales des espèces menacées - Méthodologie de l'UICN & démarche d'élaboration, Seconde édition, Paris, France, 60p.

VOIGT C.C., PHELPS K.L., AGUIRRE L.F., CORRIE SCHOEMAN M., VANITHARANI J., ZUBAID A., 2016. Bats and Buildings: The Conservation of Synanthropic Bats. In: **VOIGT C., KINGSTON T. (eds), 2016.** Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World, Springer, Cham, 601p.

ZUKAL J., BERKOVA H., REHAK Z., 2005. Activity and shelter selection by *Myotis myotis* and *Rhinolophus hipposideros* hibernating in the Katerinska cave (Czech Republic), *Mammalian Biology* 70(5): 271-281.

ZUKAL J., BERKOVA H., BANDOUCHOVA H., KOVACOVA V., PIKULA J., 2017. Bats and caves: activity and ecology of bats wintering in caves, *Cave Investigation – Chapter 3*, InTechOpen: 51-75.

Webographie

INSEE :

<https://www.insee.fr/fr/statistiques/1372998?sommaire=1373022>, consulté le 09/04/2019 à 17h15.

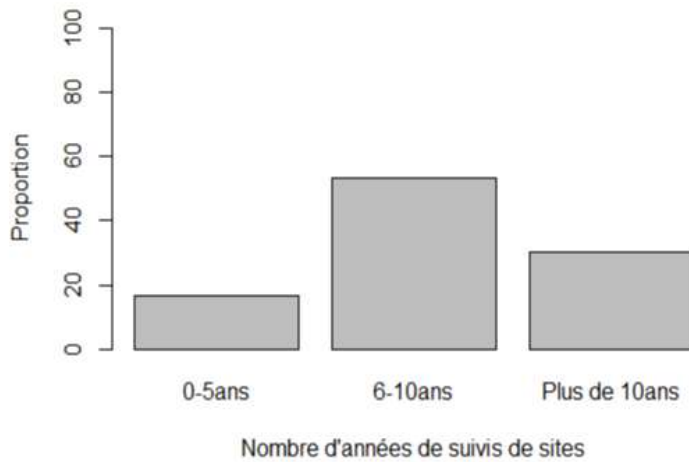
<https://www.insee.fr/fr/statistiques/1405599?geo=DEP-44>, consulté le 09/04/2019 à 17h19.

Annexes

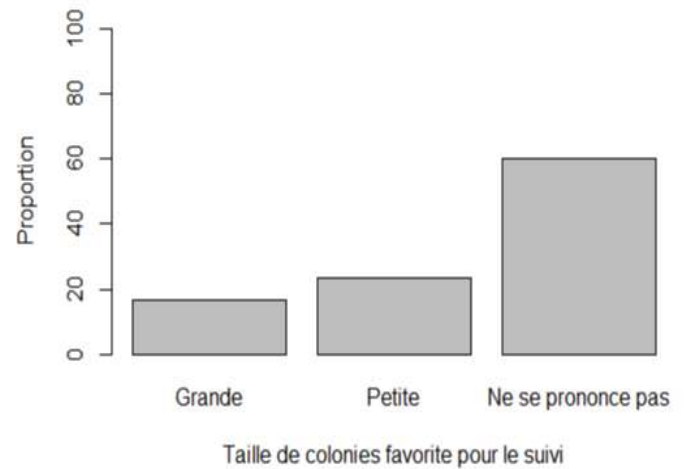
Annexe 1 : Questions constituant l'enquête sociologique proposée au réseau d'observateurs de chiroptérologues bretons.
Toutes les réponses ne sont pas indiquées dans les Annexes suivantes. 30 observateurs ont répondu à l'enquête.

- 1/ Dans quel(s) département(s) effectuez-vous des suivis ? (22/29/35/44/56/Toute la Bretagne)
- 2/ Pensez-vous pouvoir donner un ordre de grandeur des effectifs sur les sites que vous suivez ? (Oui/Non/Ne se prononce pas)
- 3/Pensez-vous pouvoir définir *a priori* s'il existe une tendance (croissance, décroissance, stabilité) des effectifs sur les sites que vous suivez ? (Oui/Non/Ne se prononce pas)
- 4/ Depuis combien de temps en moyenne suivez-vous les sites ? (0-5ans/6-10ans/Plus de 10 ans)
- 5/ Quels types de sites préférez-vous suivre ? (Epigés/Hypogés/Mixtes/Ne se prononce pas)
- 6/ Si vous observez une diminution des effectifs dans les sites que vous suivez suite à une/des perturbation(s), pensez-vous qu'il faille pérenniser le suivi ? (Oui/Non/Ne se prononce pas)
- 7/ Si vous observez qu'une ou plusieurs années, un site présente un effectif de 0, allez-vous continuer à le suivre ? (Oui/Non/Ne se prononce pas)
- 8/ Quels sites préférez-vous suivre en fonction de leurs effectifs ? (Petite/Grande/Ne se prononce pas)
- 9/ Quelle période de suivi préférez-vous ? (Été/Hiver/Été et hiver/Ne se prononce pas)
- 10/ Sur quelle période de l'année êtes-vous le plus actif dans la réalisation des suivis ? (Été/Hiver/Été et hiver/Ne se prononce pas)
- 11/ Jusqu'à quelle distance êtes-vous prêt à vous déplacer pour réaliser les suivis ? (0-20km/20-50km/Plus de 50km)
- 12/ Selon vous, quelles sont les tendances de population du Grand rhinolophe en été (en Bretagne uniquement) ? (Croissance/Décroissance/Stable/Ne se prononce pas)
- 13/ Selon vous, quelles sont les tendances de population du Grand rhinolophe en hiver (en Bretagne uniquement) ? (Croissance/Décroissance/Stable/Ne se prononce pas)
- 14/ Selon vous, quelles sont les tendances de population du Grand Murin en été (en Bretagne uniquement) ? (Croissance/Décroissance/Stable/Ne se prononce pas)
- 15/ Selon vous, quelles sont les tendances de population du Grand Murin en hiver (en Bretagne uniquement) ? (Croissance/Décroissance/Stable/Ne se prononce pas)
- 16/ Selon vous, quelles sont les tendances de population du Petit rhinolophe en été (en Bretagne uniquement) ? (Croissance/Décroissance/Stable/Ne se prononce pas)
- 17/ Selon vous, quelles sont les tendances de population du Petit rhinolophe en hiver (en Bretagne uniquement) ? (Croissance/Décroissance/Stable/Ne se prononce pas)
- 18/ Selon vous, quelles sont les tendances de population du Murin à oreilles échancrées en été (en Bretagne uniquement) ? (Croissance/Décroissance/Stable/Ne se prononce pas)
- 19/ Selon vous, quelles sont les tendances de population du Murin à oreilles échancrées en hiver (en Bretagne uniquement) ? (Croissance/Décroissance/Stable/Ne se prononce pas)

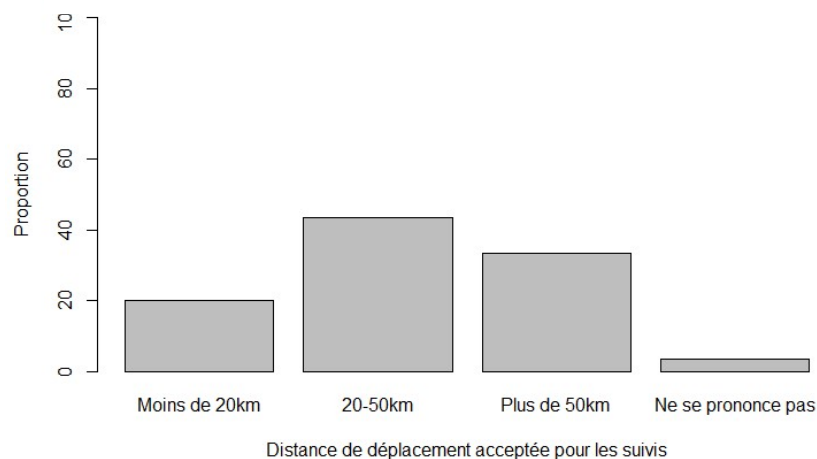
Annexe 2 : Nombre d'années durant lesquelles les observateurs ont suivi les mêmes sites (n=30)



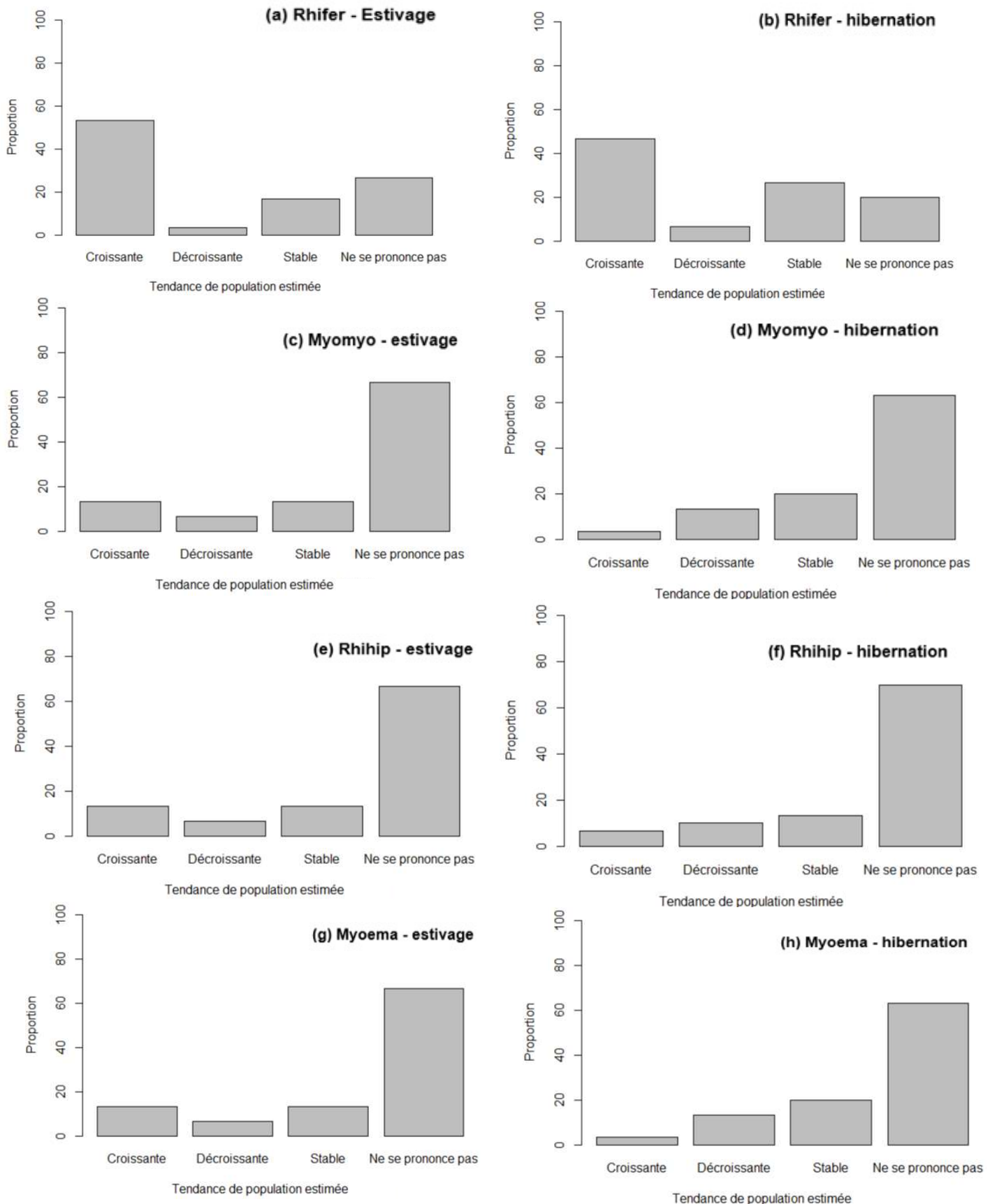
Annexe 3 : Préférence des tailles de colonies à suivre (n=30)



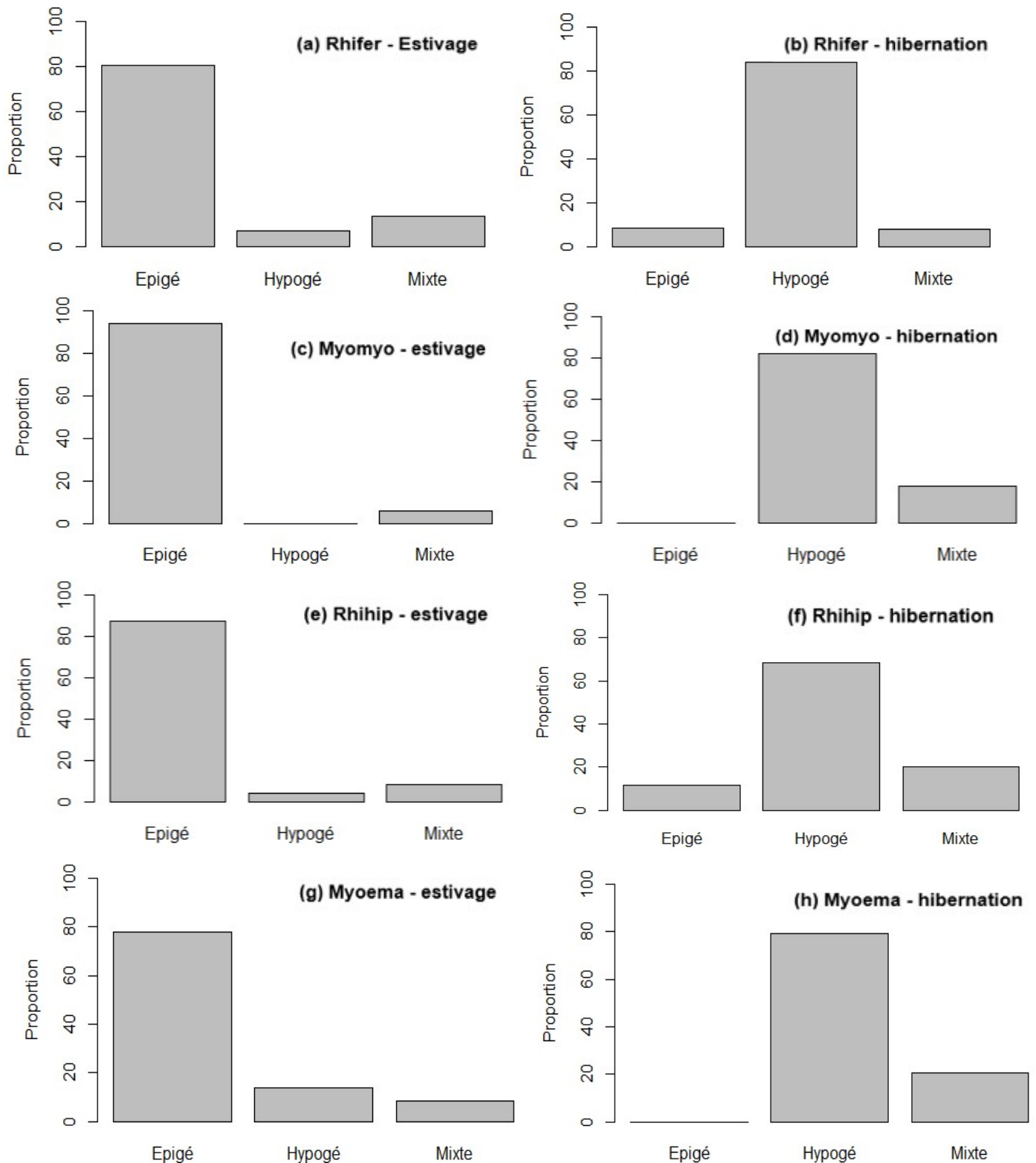
Annexe 4 : Distance de déplacement à réaliser acceptée par les observateurs pour la réalisation des suivis de sites (n=30)



Annexe 5 : Tendances de population estimées par les observateurs pour les différentes espèces en période estivale et hivernale.
Rhifer : *Rhinolophus ferrumequinum*, Myomyo : *Myotis myotis*, Rhihip : *Rhinolophus hipposideros*, Myoema : *Myotis emarginatus*

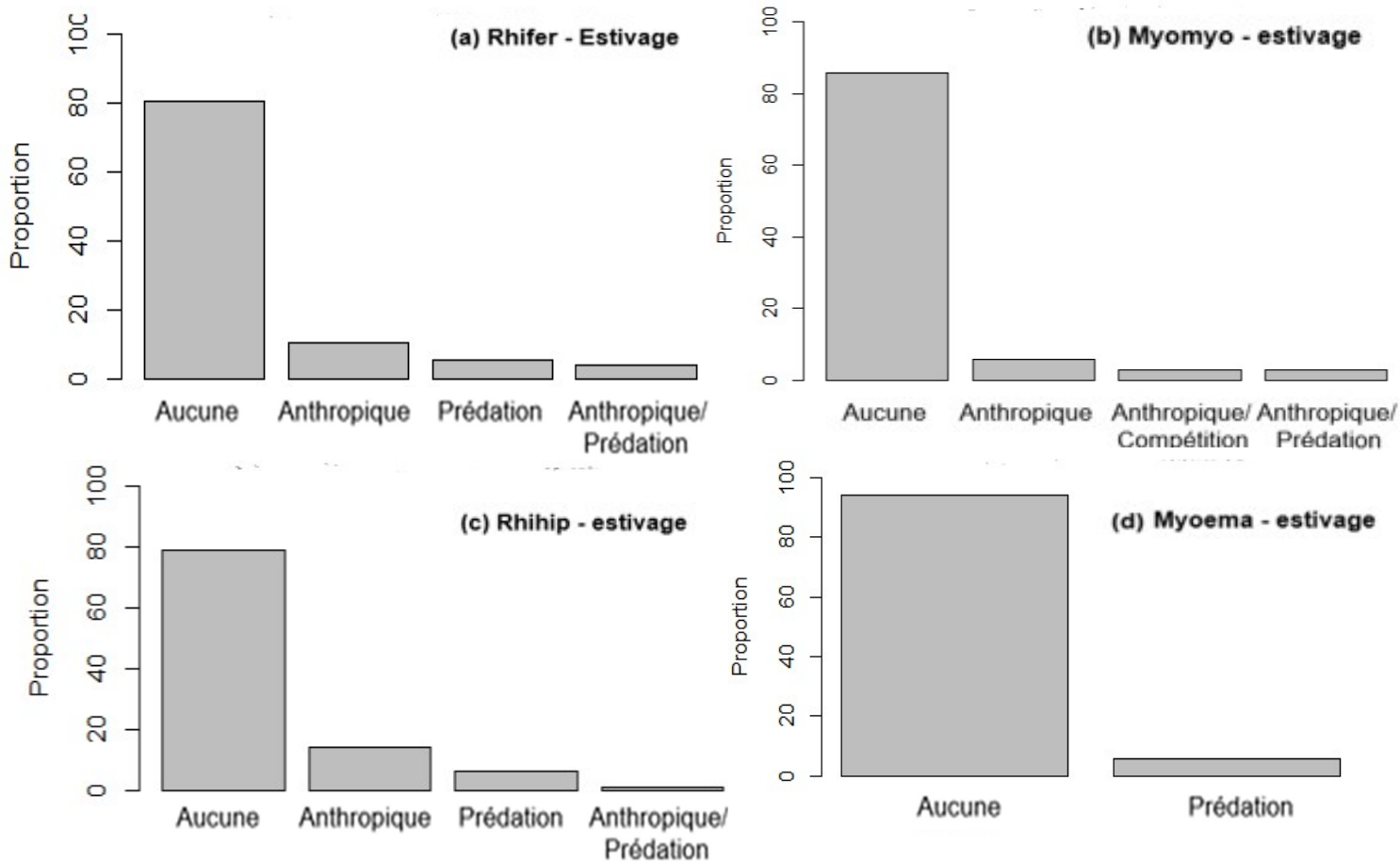


Annexe 6 : Proportion du type de gîte exploité par les colonies des différentes espèces en période estivale et hivernale.
Rhifer : *Rhinolophus ferrumequinum* ($n_{été} = 76$; $n_{hiver} = 205$), Myomyo : *Myotis myotis* ($n_{été} = 35$; $n_{hiver} = 39$), Rhihip :
Rhinolophus hipposideros ($n_{été} = 168$; $n_{hiver} = 70$), Myoema : *Myotis emarginatus* ($n_{été} = 36$; $n_{hiver} = 24$)



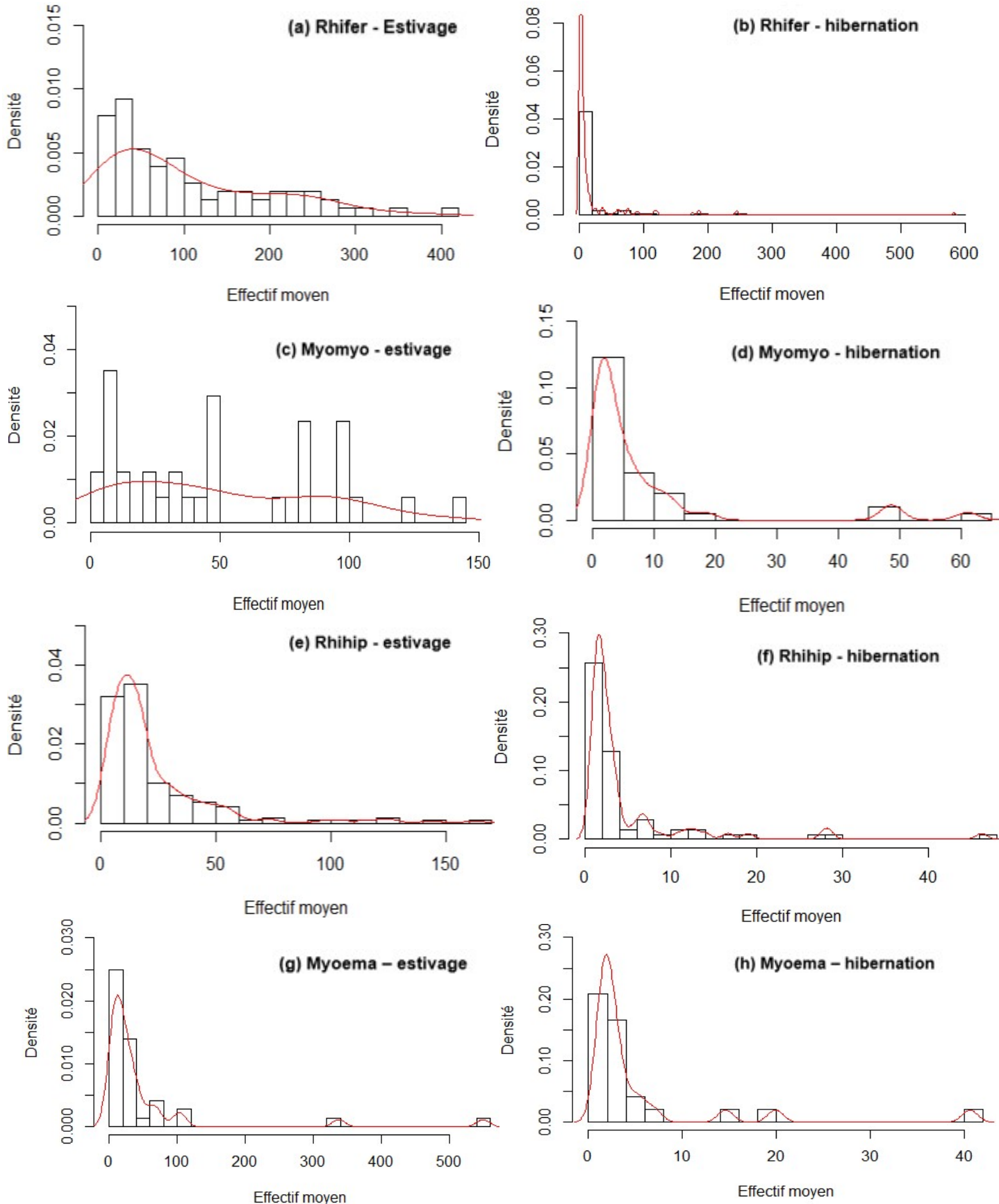
Annexe 7 : Proportion du type de perturbations exercées sur les colonies des différentes espèces en période estivale.
Aucune perturbation notable n'est observée sur les sites hivernaux.

Rhifer : *Rhinolophus ferrumequinum* ($N_{\text{été}} = 76$), Myomyo : *Myotis myotis* ($N_{\text{été}} = 35$), Rhihip : *Rhinolophus hipposideros* ($N_{\text{été}} = 168$), Myoema : *Myotis emarginatus* ($N_{\text{été}} = 36$)

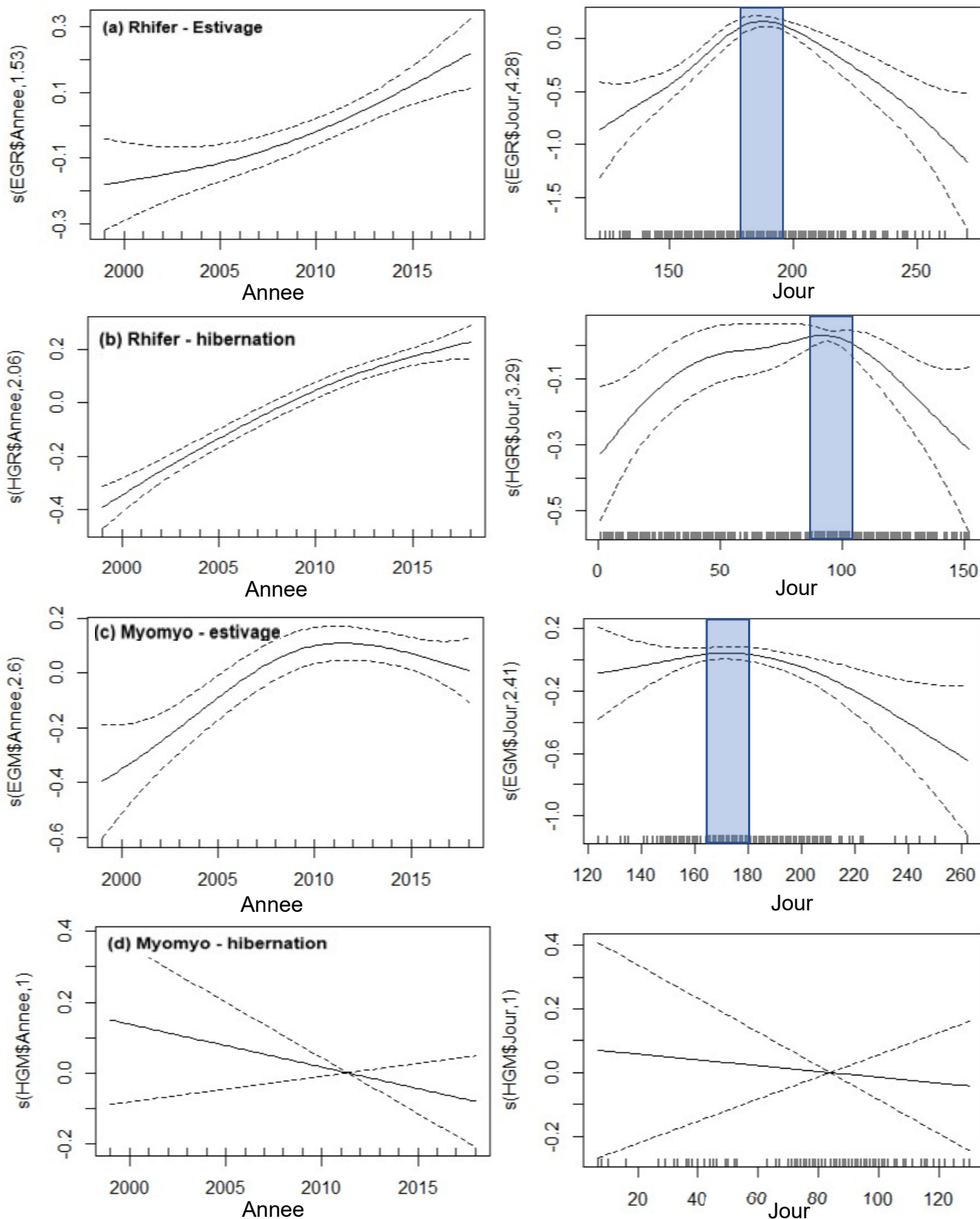


Annexe 8 : Distribution des tailles moyennes de colonies par espèce en période estivale et hivernale.

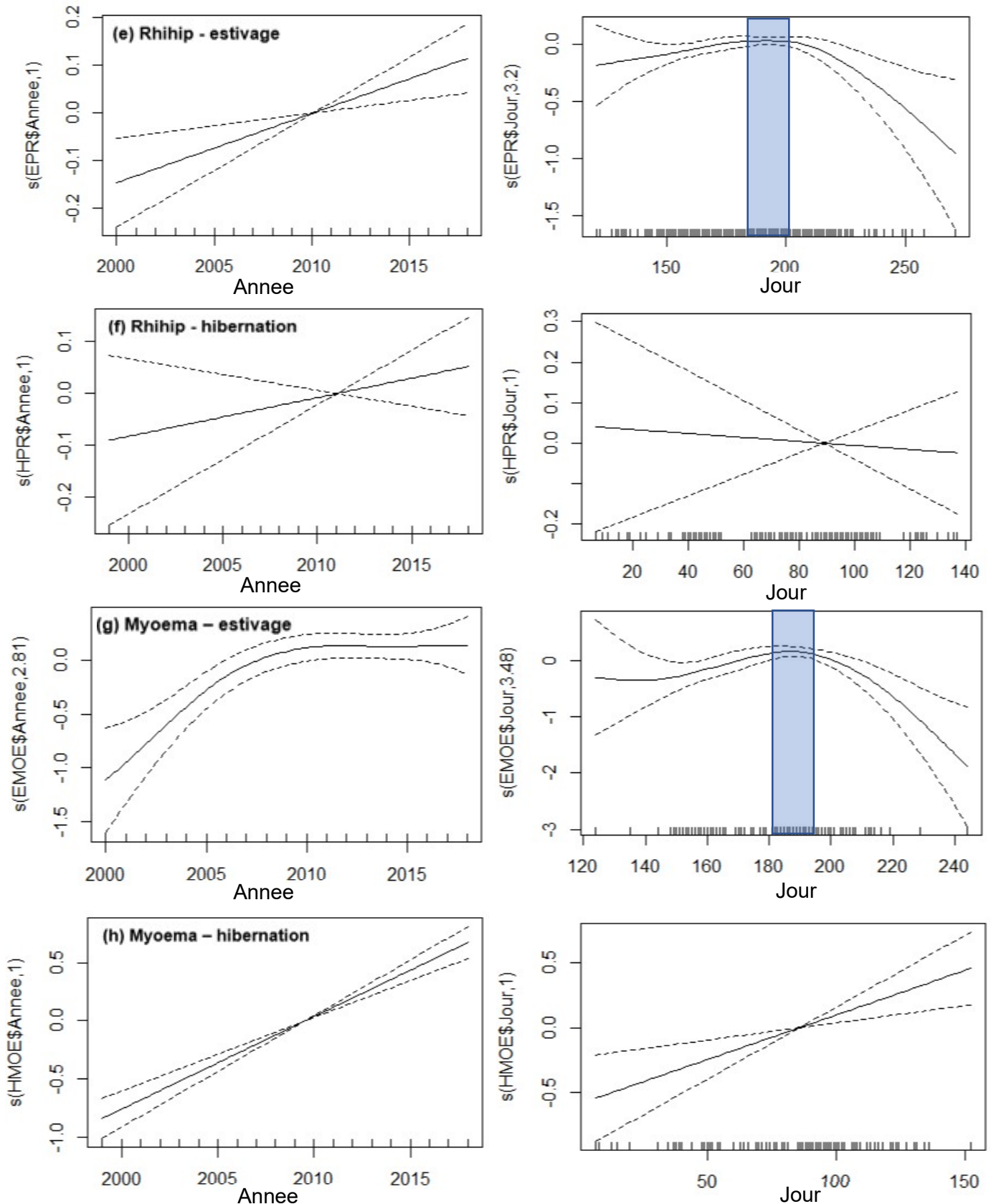
Rhifer : *Rhinolophus ferrumequinum* ($N_{été} = 76$; $N_{hiver} = 205$), Myommo : *Myotis myotis* ($N_{été} = 35$; $N_{hiver} = 39$), Rhihip : *Rhinolophus hipposideros* ($N_{été} = 168$; $N_{hiver} = 70$), Myoema : *Myotis emarginatus* ($N_{été} = 36$; $N_{hiver} = 24$)



Annexe 9a, 9b, 9c, 9d : Effets quadratiques ou effets linéaires des variables « Année » et « Jour » pour *Rhinolophus ferrumequinum* (périodes estivale et hivernale) et *Myotis myotis* (périodes estivale et hivernale)
Pour la variable « Jour » : le jour 1 correspond au 1^{er} Janvier pour la période estivale et au 1^{er} octobre pour la période hivernale. Les zones bleues correspondent aux dates optimales pour réaliser les suivis.



Annexe 9e, 9f, 9g, 9h : Effets quadratiques ou effets linéaires des variables « Année » et « Jour » pour *Rhinolophus hipposideros* (périodes estivale et hivernale) et *Myotis emarginatus* (périodes estivale et hivernale). Pour la variable « Jour » : le jour 1 correspond au 1^{er} Janvier pour la période estivale et au 1^{er} octobre pour la période hivernale. Les zones bleues correspondent aux dates optimales pour réaliser les suivis.



Annexe 10a : ΔR^2 obtenus pour chaque site estival accueillant *Rhinolophus ferrumequinum* et ayant servi à la sélection de site pour l'optimisation du protocole de suivi. En bleu, les sites à suivre.

Site	ΔR^2	Site	ΔR^2
G29-0085	0,02159073	B56-0055	-0,00114215
G22-0189	0,0176653	B56-0062	-0,00129058
G29-0063	0,01585438	B29-0005	-0,00133647
G29-0130	0,01489358	B22-0046	-0,00138435
G29-0012	0,01231503	G22-0193	-0,0015046
G29-0095	0,00918488	B56-0058	-0,00153869
B56-0027	0,00863543	G22-0077	-0,0015558
G22-0004	0,00820339	G22-0101	-0,0016504
G29-0092	0,00659787	G29-0022	-0,00168951
B56-0031	0,006114	B22-0061	-0,00169771
G44-0123	0,00477764	G22-0097	-0,00188447
G29-0062	0,00469645	B56-0022	-0,0019099
G44-0015	0,00456894	B56-0020	-0,00198114
B22-0004	0,00425177	G22-0104	-0,00208667
G22-0228	0,00413601	B22-0044	-0,00208789
G22-0190	0,00367049	G44-0119	-0,00225811
G22-0028	0,00339574	G29-0033	-0,0023996
B22-0007	0,00291823	G29-0053	-0,00240635
B56-0085	0,00283854	B56-0081	-0,00296502
G29-0132	0,0027595	G22-0192	-0,00305734
G29-0046	0,00274854	B56-0061	-0,00333742
G29-0141	0,00264383	G29-0131	-0,003677
B22-0009	0,00228796	G44-0088	-0,00379124
G29-0129	0,00196183	B29-0004	-0,00394563
G22-0131	0,00156003	G29-0069	-0,00542983
G29-0058	0,00133846	B56-0044	-0,00645927
B29-0006	0,00131291	G29-0079	-0,00704438
G44-0163	0,00098393	G29-0233	-0,00818933
G22-0010	0,00056323	B56-0026	-0,0095056
G44-0029	0,00053959	B29-0003	-0,01211073
G22-0111	0,00028351	G29-0134	-0,01363389
B35-0095	0,00014797	G22-0215	-0,01853436
B29-0007	2,72E-05	G29-0106	-0,02198604
B29-0008	-4,60E-05	B56-0030	-0,02874048
B35-0115	-6,71E-05		
B35-0094	-0,0001705		
G29-0034	-0,00039828		
G44-0155	-0,00075733		
G22-0095	-0,0009168		
G44-0202	-0,00107425		
B56-0029	-0,00109098		
B29-0002	-0,00111446		

Annexe 10b : ΔR^2 obtenus pour chaque site hivernal accueillant *Rhinolophus ferrumequinum* et ayant servi à la sélection de site pour l'optimisation du protocole de suivi. En bleu, les sites à suivre.

Site	ΔR^2	Site	ΔR^2	Site	ΔR^2	Site	ΔR^2	Site	ΔR^2
G29-0063	0,0210185	G29-0124	0,00063512	G29-0120	-0,00023464	G22-0127	-0,00049824	G22-0228	-0,00069982
G29-0058	0,0152186	G29-0010	0,0005083	G29-0090	-0,00023831	G29-0002	-0,00050152	G22-0136	-0,00070069
G44-0163	0,01028449	G22-0216	0,00049288	G22-0168	-0,00023869	G44-0188	-0,00050613	G35-0032	-0,00070348
G44-0119	0,00941554	G22-0211	0,00048053	G22-0016	-0,00025218	G22-0212	-0,00051718	G29-0079	-0,00072421
G29-0059	0,00817444	G22-0196	0,0004615	G22-0011	-0,00025733	G22-0015	-0,00052372	G29-0073	-0,00072708
G29-0062	0,00696267	G29-0129	0,00044224	G22-0225	-0,00026111	G35-0010	-0,00052555	G22-0175	-0,00073023
G22-0005	0,00593491	G29-0055	0,00043258	G44-0111	-0,0002694	G44-0043	-0,00052626	G29-0047	-0,00073179
G22-0014	0,00580667	G44-0010	0,00034282	G22-0017	-0,00027781	G22-0151	-0,00052838	G44-0202	-0,00073376
G22-0062	0,00537756	G22-0232	0,00031835	G22-0181	-0,00027881	G35-0041	-0,00053259	G22-0166	-0,00073779
G56-0003	0,00498339	G29-0035	0,0003154	G29-0039	-0,0002913	G22-0143	-0,00053795	G29-0032	-0,00073908
G29-0072	0,00414724	G29-0042	0,00031016	G44-0063	-0,00029568	G22-0035	-0,00053942	G29-0004	-0,00073983
G56-0032	0,00414128	G22-0059	0,00030838	G44-0005	-0,00031391	G22-0010	-0,00054228	G22-0217	-0,00074073
G22-0174	0,0040837	G44-0220	0,00029502	G44-0015	-0,0003203	G29-0043	-0,00054568	G56-0017	-0,00074287
G29-0037	0,00328921	G22-0066	0,00023366	G22-0065	-0,00032537	G29-0038	-0,00054592	G29-0044	-0,00074374
G29-0115	0,00267898	G22-0003	0,00016373	G22-0080	-0,00032773	G29-0061	-0,00054661	G22-0013	-0,00074903
G44-0155	0,00250933	G22-0207	0,00014634	G22-0029	-0,00033951	G44-0184	-0,00054812	G22-0192	-0,00078258
G22-0056	0,00233353	G22-0148	0,00012063	G22-0209	-0,00034513	G29-0054	-0,00055952	G44-0087	-0,00078715
G22-0061	0,00224453	G29-0091	0,00011895	G22-0201	-0,00034957	G22-0045	-0,00056138	G29-0084	-0,00078737
G29-0045	0,00216751	G22-0063	0,00010192	G29-0087	-0,00035346	G22-0106	-0,00057281	G44-0046	-0,0008176
G29-0112	0,00162682	G44-0124	0,00010067	G29-0056	-0,00035678	G22-0163	-0,00058243	G22-0004	-0,00084018
G29-0067	0,00148356	G22-0012	6,63E-05	G44-0126	-0,00036597	G22-0002	-0,00059898	G22-0158	-0,00084542
G22-0157	0,00126319	G29-0142	3,04E-05	G29-0086	-0,00038363	G29-0128	-0,00060235	G29-0014	-0,00085067
G22-0055	0,00124435	G22-0218	2,40E-05	G29-0119	-0,00038522	G22-0147	-0,00060325	G22-0233	-0,00085136
G29-0108	0,00123817	G22-0210	1,44E-05	G22-0090	-0,0003871	G22-0126	-0,00060669	G22-0022	-0,00085999
G22-0058	0,00116413	G29-0123	-2,82E-05	G44-0030	-0,00039023	G29-0127	-0,00060753	G22-0188	-0,00090264
G22-0154	0,00115992	G29-0013	-3,54E-05	G29-0022	-0,00039333	G22-0220	-0,00060914	G29-0131	-0,00100326
G29-0116	0,00110735	G29-0051	-6,37E-05	G22-0091	-0,00039855	G29-0094	-0,00061109	G29-0034	-0,00103523
G22-0208	0,00110603	G22-0073	-6,44E-05	G29-0040	-0,0004006	G22-0152	-0,00061248	G29-0109	-0,00201014
G29-0130	0,00106947	G44-0032	-8,34E-05	G22-0132	-0,0004015	G44-0022	-0,00062904	G29-0016	-0,00245091
G29-0029	0,00100737	G22-0032	-0,00017094	G22-0007	-0,00043039	G29-0012	-0,00063332	G29-0098	-0,00289066
G22-0009	0,00094706	G44-0189	-0,00018782	G22-0006	-0,0004313	G44-0144	-0,00063447	G29-0092	-0,00298747
G29-0122	0,00089712	G22-0092	-0,00018972	G22-0054	-0,00045192	G22-0235	-0,00063547	G29-0134	-0,00505048
G44-0065	0,00088999	G44-0039	-0,00019343	G29-0138	-0,00045635	G56-0031	-0,00063761	G22-0215	-0,00549729
G29-0041	0,00086591	G29-0017	-0,00019609	G29-0089	-0,00046334	G22-0155	-0,0006443	G29-0106	-0,00803751
G29-0009	0,00085132	G44-0094	-0,00019668	G29-0083	-0,00047341	G44-0002	-0,00065347	G22-0204	-0,01161162
G22-0068	0,00084127	G22-0236	-0,0002039	G22-0078	-0,000476	G35-0007	-0,00065621	G29-0085	-0,0116402
G29-0046	0,00080141	G29-0081	-0,00020756	G29-0028	-0,0004781	G22-0161	-0,00066817	G29-0069	-0,05740218
G29-0049	0,0007794	G22-0060	-0,00021379	G56-0006	-0,00048128	G29-0006	-0,00066869		
G22-0187	0,0007549	G29-0052	-0,00021566	G29-0135	-0,00048343	G29-0141	-0,000679		
G22-0205	0,0006855	G22-0083	-0,00021785	G22-0172	-0,00048708	G22-0135	-0,0006871		
G29-0011	0,00067333	G29-0082	-0,00021898	G22-0234	-0,00048765	G29-0036	-0,00069674		
G29-0125	0,00065991	G29-0126	-0,00022137	G29-0050	-0,00049045	G22-0149	-0,0006972		

Annexe 10c : ΔR^2 obtenus pour chaque site estival accueillant *Myotis myotis* et ayant servi à la sélection de site pour l'optimisation du protocole de suivi. En bleu, les sites à suivre.

Site	ΔR^2
B35-0023	0,04705005
B35-0082	0,01623576
B35-0051	0,01327567
B35-0028	0,01293698
B35-0072	0,01208655
G44-0099	0,00843768
G44-0041	0,00720488
B35-0111	0,00717328
B35-0093	0,00463836
B56-0035	0,0038758
B35-0024	0,00356513
G44-0155	0,00220887
G44-0021	0,00167052
B35-0073	0,00044793
B35-0020	-0,00019243
B56-0029	-0,0013063
G44-0187	-0,00151902
G44-0095	-0,00170185
G44-0204	-0,00171127
B35-0005	-0,00212163
B56-0084	-0,00247143
G44-0091	-0,00262386
B56-0039	-0,00266326
G44-0024	-0,00289803
G44-0138	-0,00337745
G44-0217	-0,00425866
B56-0023	-0,00683756
B56-0080	-0,0069017
B56-0052	-0,00966791
B35-0060	-0,01175286
B56-0040	-0,01569305
B56-0017	-0,02091986
B56-0003	-0,02218586
B56-0019	-0,0274726

Annexe 10d : ΔR^2 obtenus pour chaque site hivernal accueillant *Myotis myotis* et ayant servi à la sélection de site pour l'optimisation du protocole de suivi. En bleu, les sites à suivre.

Site	ΔR^2
G44-0119	0,05519831
G44-0155	0,04170293
G22-0056	0,01719241
G22-0215	0,01001236
G22-0083	0,00741677
G44-0220	0,00574793
G44-0030	0,00220505
G44-0032	0,00164101
G44-0010	-0,00014269
G44-0094	-0,00043656
G22-0063	-0,00048017
G22-0032	-0,00109521
G44-0039	-0,00132178
G56-0008	-0,00149935
G35-0010	-0,00182525
G56-0017	-0,00223923
G29-0069	-0,00224952
G56-0003	-0,00259817
G56-0032	-0,0031455
G44-0043	-0,00321849
G29-0109	-0,00324251
G56-0006	-0,00325773
G44-0188	-0,00327731
G44-0101	-0,0032974
G44-0184	-0,00331707
G44-0090	-0,00339124
G44-0124	-0,00345321
G56-0031	-0,00346136
G44-0222	-0,00388066
G44-0111	-0,0040576
G35-0058	-0,00441748
G44-0022	-0,00457301
G44-0063	-0,00616745
G56-0046	-0,00649304
G44-0223	-0,00689043
G44-0005	-0,00911531
G44-0065	-0,01045631
G44-0122	-0,01826871
G44-0163	-0,04098923

Annexe 10e : ΔR^2 obtenus pour chaque site estival accueillant *Rhinolophus hipposideros* et ayant servi à la sélection de site pour l'optimisation du protocole de suivi. En bleu, les sites à suivre.

Site	ΔR^2	Site	ΔR^2
G29-0085	0,02159073	B56-0055	-0,00114215
G22-0189	0,0176653	B56-0062	-0,00129058
G29-0063	0,01585438	B29-0005	-0,00133647
G29-0130	0,01489358	B22-0046	-0,00138435
G29-0012	0,01231503	G22-0193	-0,0015046
G29-0095	0,00918488	B56-0058	-0,00153869
B56-0027	0,00863543	G22-0077	-0,0015558
G22-0004	0,00820339	G22-0101	-0,0016504
G29-0092	0,00659787	G29-0022	-0,00168951
B56-0031	0,006114	B22-0061	-0,00169771
G44-0123	0,00477764	G22-0097	-0,00188447
G29-0062	0,00469645	B56-0022	-0,0019099
G44-0015	0,00456894	B56-0020	-0,00198114
B22-0004	0,00425177	G22-0104	-0,00208667
G22-0228	0,00413601	B22-0044	-0,00208789
G22-0190	0,00367049	G44-0119	-0,00225811
G22-0028	0,00339574	G29-0033	-0,0023996
B22-0007	0,00291823	G29-0053	-0,00240635
B56-0085	0,00283854	B56-0081	-0,00296502
G29-0132	0,0027595	G22-0192	-0,00305734
G29-0046	0,00274854	B56-0061	-0,00333742
G29-0141	0,00264383	G29-0131	-0,003677
B22-0009	0,00228796	G44-0088	-0,00379124
G29-0129	0,00196183	B29-0004	-0,00394563
G22-0131	0,00156003	G29-0069	-0,00542983
G29-0058	0,00133846	B56-0044	-0,00645927
B29-0006	0,00131291	G29-0079	-0,00704438
G44-0163	0,00098393	G29-0233	-0,00818933
G22-0010	0,00056323	B56-0026	-0,0095056
G44-0029	0,00053959	B29-0003	-0,01211073
G22-0111	0,00028351	G29-0134	-0,01363389
B35-0095	0,00014797	G22-0215	-0,01853436
B29-0007	2,72E-05	G29-0106	-0,02198604
B29-0008	-4,60E-05	B56-0030	-0,02874048
B35-0115	-6,71E-05		
B35-0094	-0,0001705		
G29-0034	-0,00039828		
G44-0155	-0,00075733		
G22-0095	-0,0009168		
G44-0202	-0,00107425		
B56-0029	-0,00109098		
B29-0002	-0,00111446		

Annexe 10f : ΔR^2 obtenus pour chaque site hivernal accueillant *Rhinolophus hipposideros* et ayant servi à la sélection de site pour l'optimisation du protocole de suivi. En bleu, les sites à suivre.

Site	ΔR^2	Site	ΔR^2
G22-0103	0,04938096	G22-0052	-0,00146321
G22-0084	0,02900062	G22-0043	-0,00171046
G22-0143	0,01035231	G44-0003	-0,00171718
G35-0002	0,00807129	G44-0002	-0,00176196
G22-0006	0,00632062	G44-0119	-0,00180264
G22-0055	0,00490185	G44-0126	-0,00190896
G22-0066	0,00403595	G22-0073	-0,00191206
G35-0031	0,00241392	G56-0003	-0,00207855
G22-0078	0,00173062	G22-0017	-0,0021294
G35-0058	0,00171569	G44-0027	-0,00218415
G22-0092	0,00161335	G22-0129	-0,00230352
G22-0009	0,00138879	G22-0079	-0,00232901
G22-0005	0,00134374	G22-0149	-0,00237757
G22-0056	0,00124999	G44-0202	-0,00254804
G29-0112	0,00122855	G22-0151	-0,00262764
G44-0124	0,00120541	G56-0013	-0,00294001
G22-0029	0,00112083	G44-0022	-0,00297867
G22-0007	0,00088324	G44-0046	-0,00348208
G22-0132	0,00079753	G35-0032	-0,00349936
G22-0060	0,00071205	G22-0042	-0,00486561
G22-0030	0,00064103	G22-0088	-0,00520596
G44-0220	0,00051	G22-0027	-0,00563398
G22-0105	0,00050746	G44-0163	-0,00574403
G22-0031	0,00044401	G22-0062	-0,00796786
G22-0063	0,00043028	G35-0007	-0,00988349
G22-0001	0,00014462	G22-0083	-0,01383848
G22-0015	0,00012715	G22-0003	-0,01441596
G22-0047	9,96E-05	G22-0106	-0,02224406
G22-0002	6,78E-05		
G29-0142	-9,21E-05		
G22-0054	-0,0001878		
G22-0014	-0,00025387		
G22-0035	-0,00056853		
G56-0006	-0,00061183		
G44-0032	-0,00067066		
G44-0005	-0,00068507		
G22-0018	-0,00069037		
G35-0006	-0,00091744		
G22-0011	-0,0009923		
G22-0093	-0,00109107		
G22-0013	-0,00134771		
G22-0004	-0,00138896		

Annexe 10g : ΔR^2 obtenus pour chaque site estival accueillant *Myotis emarginatus* et ayant servi à la sélection de site pour l'optimisation du protocole de suivi. En bleu, les sites à suivre.

Site	ΔR^2
B22-0044	0,04451202
B35-0084	0,01832618
B22-0052	0,00459595
B56-0058	0,0036674
B56-0062	0,00348573
G22-0213	0,00340327
B35-0086	0,00302697
B56-0081	0,00230795
B56-0020	0,00147245
B56-0027	0,00019214
B56-0022	0,00015751
B56-0054	-0,00014835
G44-0202	-0,00020232
B56-0059	-0,00178936
B56-0029	-0,00182633
B35-0095	-0,00234393
G44-0163	-0,00292413
G44-0219	-0,00318266
B22-0020	-0,00337667
G22-0018	-0,00338368
G22-0097	-0,0035463
B35-0115	-0,0037093
G44-0029	-0,00403957
G22-0111	-0,00466575
B22-0061	-0,00471602
G44-0155	-0,0062722
B56-0061	-0,00666846
G29-0085	-0,00728205
B35-0069	-0,00760521
G22-0215	-0,00841915
G44-0143	-0,00849812
B22-0047	-0,00927414
B56-0044	-0,00995491
B22-0019	-0,00999126
B56-0055	-0,01208481
B22-0004	-0,01463442

Annexe 10h : ΔR^2 obtenus pour chaque site hivernal accueillant *Myotis emarginatus* et ayant servi à la sélection de site pour l'optimisation du protocole de suivi. En bleu, les sites à suivre.

Site	ΔR^2
G44-0220	0,10008293
G56-0003	0,02110351
G29-0069	0,00234566
G22-0062	0,00124129
G22-0002	0,00115596
G22-0218	0,00059432
G44-0124	0,00036901
G44-0119	-0,00130008
G22-0055	-0,00160705
G29-0109	-0,00203796
G22-0014	-0,00287458
G29-0116	-0,00363555
G22-0216	-0,00405353
G44-0010	-0,00406482
G44-0189	-0,0044478
G44-0111	-0,00473531
G44-0039	-0,0052071
G44-0065	-0,0056506
G44-0188	-0,00634897
G44-0063	-0,00647634
G22-0215	-0,0071965
G29-0085	-0,00872213
G44-0155	-0,01078174
G44-0163	-0,06353756

Résumé

La diminution généralisée de la biodiversité nécessite une connaissance fine de l'état de santé des populations chez divers taxons : la connaissance permettant ainsi d'envisager des méthodes de conservation adaptées. De par les menaces auxquelles ils sont soumis, les chiroptères forment un taxon intéressant permettant d'appréhender les notions de tendances de population. En région Bretagne, grâce au travail des bénévoles depuis une vingtaine d'années, des données de suivis de gîtes sont disponibles. L'étude vise ainsi, en s'appuyant sur ces données, à définir un contexte physique et démographique des sites suivis (par des analyses descriptives et un modèle linéaire généralisé), à étudier l'effort de suivi et le ressenti des observateurs (par un modèle segmenté, un test de corrélation de Pearson et une enquête sociologique analysée de façon descriptive), à définir s'il existe des tendances de population significatives (par des modèles linéaires généralisés avec effet aléatoire) et enfin à définir une optimisation du protocole de suivi actuel (par modèles linéaires généralisés avec effet aléatoire avec simulation par itérations en fonction de réduction du jeu de données, par calcul de ΔR^2). Des tendances de populations significativement croissantes ont pu être définies pour *Rhinolophus ferrumequinum* (période hivernale), *Myotis myotis* (périodes estivales et hivernales) et *Myotis emarginatus* (périodes estivales et hivernales) tandis qu'elles sont non significatives pour *Rhinolophus ferrumequinum* (période estivale) et *Rhinolophus hipposideros* (périodes estivales et hivernales). Des dates optimales de réalisation des suivis ont été définies. La méthode utilisée a permis de déterminer un nombre de site minimal à suivre pour détecter des tendances de populations significatives et quelles sont les colonies à suivre pour les obtenir. L'étude pourrait ainsi être considérée comme préliminaire pour proposer une méthode à large échelle visant à définir des tendances significatives tout en valorisant le travail du réseau associatif et en communiquant sur les résultats obtenus.

Mots clés : Contexte démographique, Effort de suivi, Ressenti des observateurs, Tendances de population, Optimisation du protocole de suivi

Abstract

Elaboration of a strategy for the monitoring of anthropophile bat in roost (Brittany, France)

The decline of biodiversity at a large scale needs precise knowledge of populations' health for various taxa : knowledge then allow to consider adapted method of preservation and conservation. By the threats they undergo, Chiroptera form an interesting taxa to study populations' trend. In Brittany, thanks to the work of volunteers since twenty years, data on roost monitoring are available. The study then aims to define a physical and demographical context of sites monitored (by descriptive analysis and a generalized linear model), to study monitoring effort and feelings of volunteers (by using a segmented model, a Pearson correlation test and a sociological study analyzed by descriptive analysis), to define if there are significant population trends (by using generalized linear model with a random effect) and finally to define an optimization of the actual monitoring program (by using generalized linear model with a random effect by simulating a dataset and making iterations, by a calculation of a ΔR^2). Positive significant population trends were detected for *Rhinolophus ferrumequinum* (hibernation), *Myotis myotis* (summer period and hibernation) and *Myotis emarginatus* (summer period and hibernation). Non-significant population trends were detected for *Rhinolophus ferrumequinum* (summer period) and *Rhinolophus hipposideros* (summer period and hibernation). Optimal dates have been defined to monitor colonies. The used method leads to define the minimal number of sites necessary to monitor to detect a significant population trend and which sites have to be monitor to obtain it. The study could be consider as a preliminary study to propose a method at a large scale that aims to define significant population trends with a valorization of the associative network's effort and a communication about the obtained results.

Key words: Demographic context, Monitoring effort, Observer's feeling, Population trends, Optimization of monitoring program