

Table des matières

INTRODUCTION GENERALE.....	17
1. Le déclin de la biodiversité : causes, conséquences et solutions.....	17
2. Les systèmes agricoles : support de biodiversité.....	19
2.1. Impacts de l'intensification agricole	19
2.2. Limites des leviers de réduction des impacts de l'intensité agricole.....	23
2.3. Intensifier les efforts de conservation dans les espaces productifs.....	25
3. L'aménagement du territoire et la biodiversité.....	31
3.1. Les dispositions réglementaires.....	31
3.2. L'énergie éolienne : un cas particulier de projets.....	33
3.3. L'échec des études réglementaires dans la minimisation des impacts de l'éolien	40
3.4. Vers une amélioration des connaissances sur la quantification des impacts et leur compensation.....	43
4. Orientations et plan de la thèse.....	45
CHAPITRE 1 : Comment évaluer et minimiser l'impact de l'implantation d'éoliennes sur les chiroptères en milieu agricole ?	51
Introduction	53
<u>Article 1. Barré K., Bas Y., Le Viol I., Julien JF., Julliard R., Kerbiriou C. A robust semi-automatic method to account for identification errors in bat acoustic surveys.</u>	
Annexes.....	85
Étude des pertes de fréquentation d'habitats engendrées par les éoliennes sur les chiroptères.....	89
<u>Article 2. Barré K., Le Viol I., Bas Y., Julliard R., Kerbiriou C. Impact of wind turbines on bat activity: an omitted long-distance concern leading to high loss of habitat use.</u>	
Annexes.....	117
Discussion & perspectives.....	133
1. Approche méthodologique pour l'utilisation des données générées par les détecteurs-enregistreurs passifs	133
2. Mesure de la perte d'attractivité des habitats engendrée par les éoliennes	136
3. Pratique d'évitement de l'impact des installations éoliennes au regard de la réglementation et des pertes d'attractivité des habitats	137

CHAPITRE 2 : Quelles mesures d'accompagnement ou de compensation en réponse à l'implantation d'éoliennes ? 139

Introduction 141

Article 3. Millon L., Barré K., Julliard R., Compere P., Kerbiriou C. The assessment of ecological equivalences supporting the implementation of offset measures: a case study in intensive farming landscape in north-west France.

Annexes 181

Vers d'autres formes de compensation : les changements de pratiques agricoles 203

Article 4. Barré K., Julliard R., Le Viol I., Chiron F., Kerbiriou C. Tillage and herbicide reduction mitigate the gap between conventional and organic farming effects on foraging activity of insectivorous bats.

Annexes 237

Optimiser les gains écologiques de la simplification du travail du sol 251

Article 5. Barré K., Le Viol I., Julliard R., Kerbiriou C. Weed control method drives conservation tillage efficiency on farmland breeding birds.

Annexes 281

Discussion & perspectives 297

DISCUSSION GENERALE 303

1. Le rôle des études et décisions réglementaires dans l'optimisation de l'évitement et de la réduction des impacts de l'éolien 303

2. Les pertes d'habitats : conséquences sur le positionnement des éoliennes 308

3. Quantifier et compenser les pertes d'habitats générées par les éoliennes 314

4. Encourager la mise en place de mesures d'accompagnement et maximiser leurs bénéfices sur la biodiversité 319

5. Implications pour un développement de l'éolien durablement respectueux de la biodiversité ... 326

REFERENCES 329

ANNEXE 347

Coly R., Barré K., Gourdain P., Kerbiriou C., Marmet J. & Touroult J. (2017) Études chiroptérologiques dans les dossiers réglementaires éoliens : disponibilité de l'information et conformité avec les recommandations nationales et européennes. Naturae 3: 1-10.

Liste des figures

Figure 1. Agriculture Européenne. (Gauche) Les tailles d'exploitations sont particulièrement importantes à l'ouest et au nord de l'Europe et ont augmenté à l'ouest (+27%) et pour les nouveaux états membres (+30%) depuis 2005. (Milieu à gauche) L'utilisation de fertilisants par les nouveaux états membres en augmentation dans la dernière décennie (les autres types d'intrants chimiques montrent des tendances similaires). (Milieu à droite) Déclin des oiseaux agricoles en Europe depuis 1990. (Droite) Diversité culturelle moyenne dans les différents états membres par rapport au minimum requis par la nouvelle PAC (lignes horizontales) (extrait de Pe'er et al. 2014).

Figure 2. Effet de l'indicateur d'intensité agricole (coût d'intrant/ha) sur la taille et la composition des communautés d'oiseaux. Effet sur (a) la richesse spécifique, (b) l'indice de spécialisation de la communauté, (c) le niveau trophique de la communauté, et (d) l'indice de spécialisation aux prairies de la communauté des oiseaux (extrait de Teillard et al. 2015).

Figure 3. Facteurs et contraintes affectant les choix des agriculteurs (extrait de Reganold et al. 2011).

Figure 4. Compromis entre biodiversité et production alimentaire à travers toutes les allocations d'intensité de trois scénarios de changement agricole. La performance de biodiversité reflète la diversité nationale des communautés d'oiseaux en réalisant la somme des coefficients de variation des trois descripteurs de communauté (indice trophique, indice de spécialisation et indice de spécialisation aux prairies) à l'échelle nationale (France). La croix représente l'allocation de référence actuelle. Les couleurs désignent les trois scénarios, et les couleurs vives représentent les allocations optimales (extrait de Teillard et al. 2016).

Figure 5. Evolution du rendement des cultures (moyenne $\pm$ erreur standard) calculé comme le ratio de la moyenne des rendements régionaux et nationaux pour toutes les cultures (blé, colza et soja) pour (a) la surface cultivée et (b) la parcelle entière incluant les portions supprimées pour la création d'habitats semi-naturels. Les lettres indiquent les différences significatives ($p < 0.05$) (extrait de Pywell et al. 2015).

Figure 6. Ecart de rendements entre plusieurs systèmes en semi-direct versus labour (ligne pointillée) en fonction du climat (sur la gauche) (a) sec ou (b) humide et de l'ancienneté de transition du système vers le semi-direct (sur la droite). Les systèmes en semi-direct varient en fonction de la présence ou non de deux autres principes de l'agriculture de conservation : +RR+CR (résidus et rotation), +RR/+CR (résidus ou rotation) et -RR-CR (pas de résidus ni de rotation) (extrait de Pittelkow et al. 2014).

Figure 7. Représentation graphique de la séquence ERC ayant pour l'objectif l'équivalence écologique entre pertes et gains de biodiversité suite aux impacts d'un projet d'aménagement (L :

pertes écologiques résiduelles ; G : gain de biodiversité apporté par compensation écologique) (extrait de Quétier & Lavorel 2011).

Figure 8. Provenance géographique prédite à l'aide des isotopes stables de l'hydrogène de deux espèces Européennes de chiroptères (A : *Pipistrellus nathusii* ; B : *Pipistrellus pipistrellus*) dans leur aire de distribution tuées par des éoliennes en Allemagne (l'épaisseur des carrés indique la taille d'échantillon) (extrait de Voigt et al. 2012).

Figure 9. Recouvrement entre l'activité des chiroptères et la production nette en énergie pour différents types d'éoliennes (44 à 126 m de hauteur de nacelle) d'avril à octobre 2011 et 2012 (extrait de Voigt et al. 2015).

Figure 10. Relation entre le risqué évalué dans l'évaluation environnementale pré-construction et les mortalités post-construction. (A) Différence de nombre moyen de mortalité par projet où les études pré-construction avaient perçue des niveaux de risque différents. (B) Relation significative entre le risque perçue dans l'étude pré-construction et l'estimation du nombre de mortalité post-construction. La taille des cercles est proportionnelle au nombre de sites à un risque perçue donné (allant de 1 à 3 sites) (extrait de Lintott et al. 2016).

Figure 11. (a) Evolution de l'activité en Pipistrelle commune (nombre de passages) en fonction de la distance à l'éolienne la plus proche. (b) Proportion cumulée des éoliennes installées en régions Bretagne et Pays de la Loire en fonction de leur distance d'implantation aux lisières boisées (forestières et haies) et des périodes avant/après recommandations EUROBATS de 2008 (l'encadré gris montre les distances d'implantations qui devraient être évitées selon les recommandations).

Figure 12. Carte de densité de haies en France et des parcs éoliens installés en 2016.

Figure 13. Effet de la proximité de boisements sur la probabilité de présence de la Pipistrelle pygmée enregistrée sur des haies avec différentes densités d'arbres et sur des secteurs sans haies (extrait de Boughey et al. 2011a).

Figure 14. Principaux cheminements par lesquels le passage d'un système conventionnel à l'agriculture de conservation (semi-direct dans ce cas) peu impacter des éléments clés (en gras et encadrés) du rendement des cultures. Les flèches vertes et rouges indiquent respectivement les effets positifs et négatifs sur les paramètres du système influençant eux-mêmes les éléments clés du rendement. Les pointillés indiquent les effets positifs attendus pour n'agir que quelques années après le passage à l'agriculture de conservation (extrait de Brouder et al. 2014).

Figure 15. Valeur d'importance pour la conservation des oiseaux (ACS) avec et sans couvert herbacé dans (a) les cultures de maïs et (b) les cultures de Soja au cours du temps (jour Julien 80 = 20 Mars et jour Julien 130 = 9 Mai) (extrait de Wilcoxon et al. 2018).

Liste des tables et des encadrés

Table 1. Taux de présence des différentes métadonnées à travers les différents types de dossiers réglementaires Français (EIE : études d’impacts environnementales ; S : suivis) et méthodes d’inventaires (RG : recherche de gîte ; PE : point d’écoute ; EA : enregistrement en altitude ; ES : enregistrement au sol ; TR : transect ; SM : suivi mortalité) (extrait de Coly et al. 2017).

Encadré 1. Définition de la simplification du travail du sol et ses conséquences sur le système agricole.

Encadré 2. Principaux résultats de la méthode semi-automatique de prise en compte des erreurs d’identification dans les suivis acoustiques de chiroptères (article 1).

Encadré 3. Principaux résultats de l’impact des éoliennes sur la fréquentation des habitats par les chiroptères (article 2).

Encadré 4. Espace disponible pour l’installation d’éoliennes dans un sous-ensemble de la zone d’étude en tenant compte des contraintes de biodiversité et de bâti.

INTRODUCTION GENERALE

1. Le déclin de la biodiversité : causes, conséquences et solutions

Il est désormais largement documenté que nous nous trouvons dans une situation de perte globale de biodiversité sans précédent (Régner et al. 2015 ; Ceballos et al. 2017). Enrayer ces pertes de biodiversité a même été reconnu comme un objectif crucial pour le devenir de l'humanité (Cardinale *et al.* 2012), engendrant l'adoption de politiques visant à réduire les impacts d'origine anthropique. Ainsi en 2010, la 10^{ème} Conférence des Parties pour la Convention sur la Diversité Biologique de 1992 adoptait un nouveau plan stratégique global en faveur de la biodiversité pour la période 2011-2020, puis à son tour en 2011 l'Europe lançait une stratégie biodiversité (2011/2307). Cette dernière a pour but l'arrêt de l'érosion de la biodiversité et de la dégradation des services écosystémiques, de restaurer les écosystèmes atteints et de contribuer à la réduction des pertes globales (Régner et al. 2015 ; Maxwell et al. 2016 ; Ceballos et al. 2017).

Face à ces déclin, des mesures de protection d'espèces et d'espaces peuvent être prises. Par exemple l'évolution des statuts de protection, pouvant avoir pour conséquence l'arrêt de la chasse, a pu provoquer des effets positifs sur les tendances de populations d'espèces (Fasola et al. 2010 ; Martínez-Abraín et al. 2016 ; Sanderson et al. 2016). Il est également documenté que les espaces protégés tels que les réserves, parcs ou sites Natura 2000, peuvent jouer un rôle positif sur les tendances d'espèces et de communautés (Devictor et al. 2007 ; Kleijn et al. 2014 ; Gamero et al. 2017), ainsi que limiter les effets négatifs du changement climatique sur les espèces (Gaüzère, Jiguet & Devictor 2016). De plus, même si ces espaces protégés ont été définis et gérés pour des espèces menacées, les espèces communes peuvent en bénéficier (Pellissier *et al.* 2013). Pour un certain nombre d'espèces et de communautés ces espaces restent néanmoins peu efficaces (Watson *et al.* 2014). Malgré les tendances observées au sein

des espaces protégés, la dynamique globale de perte de biodiversité ne semble pas ralentir (Butchart *et al.* 2010). En effet, les espaces à vocation de protection occupent dans la plupart des cas une très faible surface (Monde : 13% ; Europe : 18% ; France : 12%). De plus, de nombreuses « *gap analysis* » ont démontré que le positionnement de ces espaces protégés n'apparaît pas toujours pertinent lorsqu'on considère les diversités taxonomiques et fonctionnelles (Devictor *et al.* 2010). De même, si pour les gestionnaires, atteindre des objectifs de conservation efficaces localement sur certaines espèces reste possible, notamment rares ou menacées, agir sur les communautés à ces échelles semble moins accessible (Dupont *et al.* 2016).

La surface en espaces protégés et les mesures qui en découlent semblent donc insuffisantes pour enrayer les déclin globaux (Ney-nifle & Mangel 2000 ; Rybicki & Hanski 2013), et ce malgré les stratégies de conservation, réactives ou proactives (Brooks 2006). De plus, il devient difficile dans le contexte actuel de créer de nouveaux espaces de protection stricte (Parcs Nationaux continentaux par exemple), avec tout au plus la mise en place de nouveaux espaces protégés qui sont modérément contraignants du point de vue des activités humaines (Parcs Naturels Régionaux et sites Natura 2000 par exemple). En complément de ces espaces protégés il semble ainsi nécessaire de se focaliser sur les 88% d'espaces restants non protégés, afin d'étudier et limiter plus efficacement les impacts des différentes pressions à l'origine de ces déclin pour préserver les capacités adaptatives et fonctionnelles de la biodiversité. Parmi les principales pressions qui s'exercent sur la biodiversité figurent notamment la surexploitation, l'intensification agricole, l'aménagement et l'artificialisation du territoire, ou encore le changement climatique (Maxwell *et al.* 2016). En plus de constituer à elles-seules la deuxième plus grande source d'érosion de la biodiversité, par leur intensification notamment, les surfaces en terres agricoles sont celles qui font le plus l'objet d'aménagement et d'artificialisation (MEDDE 2011). La conciliation des objectifs de production avec la

conservation de la biodiversité et toutes les fonctions et services écosystémiques qu'elle fournit constitue donc un enjeu majeur (Power 2010). Cet enjeu est d'autant plus fort que le milieu agricole est un milieu stratégique, approprié par l'Homme et support de production primaire, ne devant pas être remplacé par l'artificialisation du territoire et la compensation de ses impacts sur l'environnement. L'article 28 de la loi n° 2014-1170 d'avenir pour l'agriculture, l'alimentation et la forêt, introduit une étude préalable et des mesures compensatoires à la destruction des terres agricoles (décret d'application n° 2016-58 du 28 janvier 2016). Son objectif est d'enrayer les pertes de surface agricoles, dont le risque premier sera de compenser ces pertes sur des espaces semi-naturels. Dans ce contexte, il est important de considérer les territoires agricoles comme étant multifonctions, à la fois productifs et support de biodiversité, où la restauration et l'ingénierie écologique sont essentielles dans le maintien d'un équilibre entre les surfaces agricoles et d'espaces semi-naturels.

2. Les systèmes agricoles : support de biodiversité

Les terres agricoles ont pour vocation première la production, mais jouent aussi un important rôle pour la biodiversité par la surface qu'elles occupent à l'échelle globale (38.5% ; FAO 2011). Selon leur degré d'intensification, ces espaces auront des impacts plus ou moins importants sur la biodiversité, face auxquels beaucoup de solutions existent pour améliorer l'état de la biodiversité en milieu agricole tout en maintenant la même production.

2.1. Impacts de l'intensification agricole

La Politique Agricole Commune (PAC) constitue le principal moteur de l'intensification de l'usage des terres agricoles par la modernisation des moyens de productions (Van Zanten *et al.* 2014). Cette intensification s'est traduite par de profonds changements tels que la généralisation de l'usage de fertilisants, de pesticides, d'un travail du sol plus important et d'une homogénéisation des paysages, notamment par remembrement, menant à des déclin

la fois en termes de diversité et d'abondance des espèces sauvages (Benton et al. 2003 ; Bengtsson et al. 2005). Ces déclin ont été observés sur de multiples taxons tels que la flore et les arthropodes (Wilson *et al.* 1999), les hétérocères (Fox 2013), les chiroptères (Wickramasinghe *et al.* 2003), ou encore l'avifaune (Donald, Gree & Heath 2001). Concernant l'avifaune par exemple, un déclin spectaculaire des spécialistes agricoles est observé depuis 1980 en Europe (par exemple -55% et -67% pour l'Alouette des champs et le Bruant proyer respectivement ; EBCC 2016). L'augmentation de la taille moyenne des exploitations agricoles à l'ouest et au nord de l'Europe, en lien avec de trop faibles diversités culturelles à l'échelle des exploitations par rapport au minimum requis par la PAC, ainsi que l'usage de fertilisants, constituent de bons indicateurs des pressions associées à ces déclin (Figure 1 ; Pe'er et al. 2014).

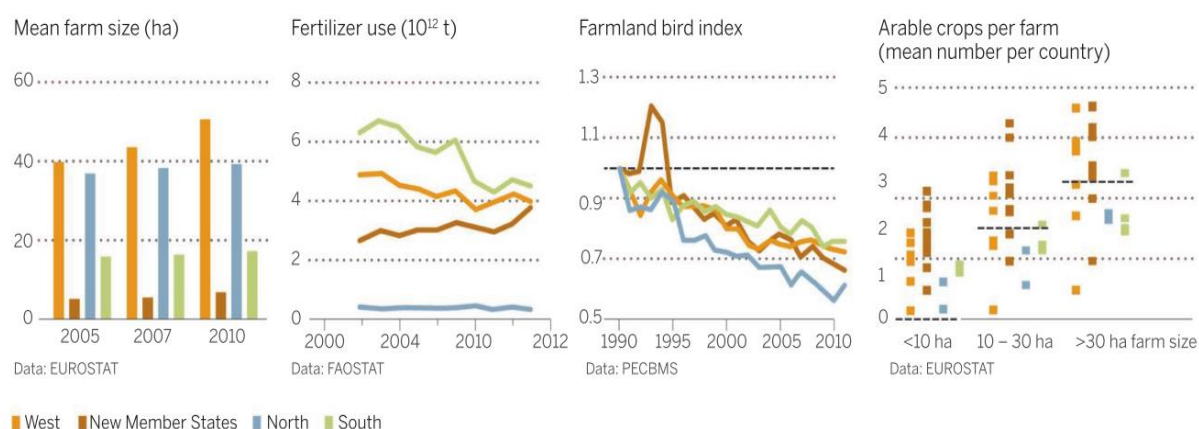


Figure 1. Agriculture Européenne. (Gauche) Les tailles d'exploitations sont particulièrement importantes à l'ouest et au nord de l'Europe et ont augmenté à l'ouest (+27%) et pour les nouveaux états membres (+30%) depuis 2005. (Milieu à gauche) L'utilisation de fertilisants par les nouveaux états membres en augmentation dans la dernière décennie (les autres types d'intrants chimiques montrent des tendances similaires). (Milieu à droite) Déclin des oiseaux agricoles en Europe depuis 1990. (Droite) Diversité culturelle moyenne dans les différents états membres par rapport au minimum requis par la nouvelle PAC (lignes horizontales) (extrait de Pe'er et al. 2014).

Ce degré d'intensification agricole, dont les multiples facettes peuvent être résumées par la quantité d'intrants par hectare (Figure 1), affecte la biodiversité sur de multiples échelles

taxonomiques (Wilson et al. 1999 ; Donald et al. 2001 ; Benton et al. 2002, 2003 ; Wickramasinghe et al. 2003 ; Fox 2013 ; Teillard et al. 2015). Concernant les oiseaux agricoles, dont la diversité et l'abondance sont dépendantes de la disponibilité alimentaire en arthropodes et de graines provenant de la végétation spontanée et des cultures (Holland *et al.* 2006, 2012), l'intensité agricole affecte négativement la richesse spécifique (Figure 2a), favorise les communautés d'oiseaux spécialistes des grandes cultures (Figure 2b), et affecte négativement le niveau trophique de la communauté (Figure 2c) ainsi que la communauté des spécialistes des prairies (Figure 2d) (Teillard et al. 2015). D'une manière générale, l'intensification agricole provoque donc une homogénéisation des communautés, en favorisant seulement les mêmes quelques espèces spécialistes agricoles.

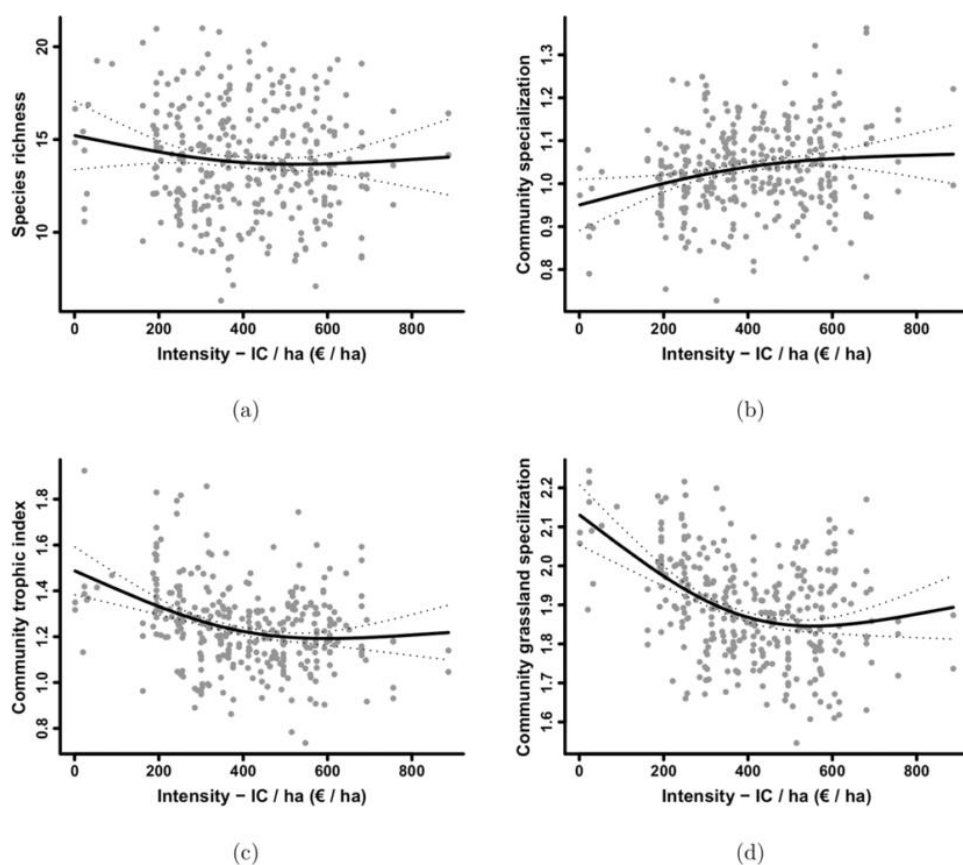


Figure 2. Effet de l'indicateur d'intensité agricole (coût d'intrant/ha) sur la taille et la composition des communautés d'oiseaux. Effet sur (a) la richesse spécifique, (b) l'indice de spécialisation de la communauté, (c) le niveau trophique de la communauté, et (d) l'indice de spécialisation aux prairies de la communauté des oiseaux (extrait de Teillard et al. 2015).

Quelques causes sont identifiées même si leurs rôles respectifs et les mécanismes impliqués dans les déclin restent souvent peu connus, tels que le travail du sol (Holland 2004), les intrants chimiques (Taylor, Maxwell & Boik 2006), et la simplification des rotations ainsi que des paysages (Benton, Vickery & Wilson 2003; Bengtsson, Ahnström & Weibull 2005). Toutes ces orientations de pratiques agricoles ou de conception des paysages par les agriculteurs reposent sur des décisions propres à chacun et à chaque contexte. Ces décisions sont influencées par plusieurs facteurs : les lois du marché économique, les orientations politiques et les connaissances des institutions, tous les trois agissant à toutes les échelles allant du local à l'international (Figure 3 ; Reganold et al. 2011). Ainsi si l'on souhaite soutenir les politiques agricoles qui intègrent plus les enjeux de conservation de la biodiversité, il est important de tenir compte du fait que tout changement dans la façon de conduire une exploitation agricole devra se construire en fonction de ces trois facteurs. Le juste équilibre entre ces principes est indispensable pour maintenir une viabilité économique, en trouvant les solutions permettant d'affecter le moins possible la marge brute des agriculteurs, ou le cas échéant, parvenir à des compensations.

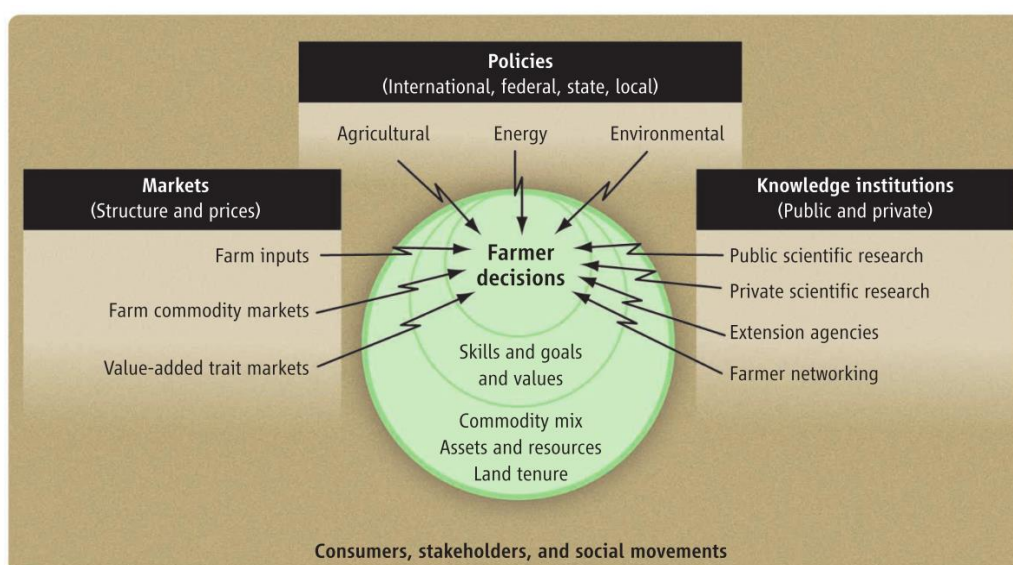


Figure 3. Facteurs et contraintes affectant les choix des agriculteurs (extrait de Reganold et al. 2011).

2.2. Limites des leviers de réduction des impacts de l'intensité agricole

Depuis 2013, la PAC inclut de nouvelles exigences de verdissement (par exemple la réduction de la fertilisation des prairies, bandes enherbées, retard de fauche, jachère fleurie) telles que les surfaces d'intérêt écologique (SIE, paiements directs dans le premier pilier de la PAC) et des changements dans les mesures agro-environnementales (MAE, paiements sur une base volontaire dans le second pilier de la PAC). Ces politiques européennes de verdissement ont pour but de devenir un outil important pour le maintien et la restauration de la biodiversité agricole. Les MAE ont jusqu'ici eu des effets faiblement à modérément positifs sur la biodiversité, notamment car elles ne ciblent pas spécifiquement d'espèces, et car elles sont appliquées sur de trop petites surfaces ou sur des surfaces avec des pratiques agricoles déjà très extensives (Kleijn *et al.* 2006). Certains comme Batary *et al.* (2011) vont plus loin et affirment que cela a pour conséquence d'utiliser de façon inefficace des fonds limités dédiés à la conservation de la biodiversité agricole. Les SIE quant à elles couvrent 3 à 8% de la surface des exploitations agricoles pour un même pays, et peuvent contribuer à augmenter la richesse spécifique de ces zones. En revanche, selon la surface établie, cette contribution varie fortement pour les papillons de jour, les oiseaux et les syrphes (Cormont *et al.* 2016).

En plus de ces outils, jusqu'ici relativement peu efficaces par rapport à l'ampleur des déclinés observés, des réflexions principalement théoriques ont été menées pour tenter de trouver d'autres solutions pour réconcilier la production agricole avec la conservation de la biodiversité sur de larges échelles. Deux principaux scénarios opposés optimisant la conservation de la biodiversité et les fonctions de production ont jusqu'ici été proposés et largement discutés : intégrer les fonctions de production et de conservation au sein de paysages hétérogènes (land sharing) ou séparer les surfaces de production des surfaces de conservation sur des paysages homogènes (land sparing) (Fischer *et al.* 2008). Ces deux stratégies sont fréquemment controversées, principalement du fait de leur faible réalisme et

applicabilité sur le terrain (Kleijn et al. 2006 ; Rudel et al. 2009 ; Fischer et al. 2014). De plus, leur efficacité est entièrement dépendante i) des objectifs de conservation, selon par exemple que soient visées les espèces ou les fonctions d'écosystèmes, et ii) de l'intensité locale de l'usage des sols et le contexte paysager (Kleijn *et al.* 2011). Aucune de ces deux stratégies n'apparaît actuellement satisfaisante dans les régions agricoles, dont l'efficacité semble dépendre de l'échelle spatiale considérée (Power 2010). Ceci est d'autant plus important que ces paysages agricoles couvrent actuellement 38.5% de l'occupation du sol continental à l'échelle internationale (FAO 2011).

Dans ce contexte et en réponse aux limites évoquées dans la conciliation de la conservation de la biodiversité avec les fonctions de production, il semble indispensable de trouver des approches complémentaires à court terme sans changements radicaux permettant une acceptabilité par les acteurs et ainsi une adoption effective. Accroître le potentiel d'accueil de la biodiversité sans réduire la production agricole est une approche récemment étudiée, nommée « *win-no loss situation* ». En effet, il existe plusieurs possibilités d'optimisation de production alimentaire et d'amélioration de la biodiversité, selon lesquelles il semble possible d'accroître significativement la production sans altérer la diversité des communautés, d'oiseaux dans le cas présent, ou au contraire de maintenir la production actuelle tout en améliorant la biodiversité (Figure 4 ; Teillard et al. 2016).

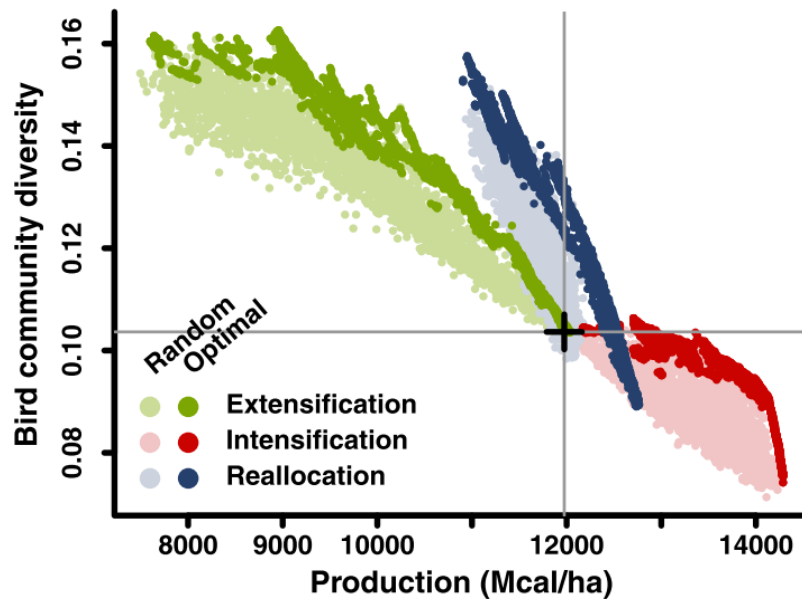


Figure 4. Compromis entre biodiversité et production alimentaire à travers toutes les allocations d'intensité de trois scénarios de changement agricole. La performance de biodiversité reflète la diversité nationale des communautés d'oiseaux en réalisant la somme des coefficients de variation des trois descripteurs de communauté (indice trophique, indice de spécialisation et indice de spécialisation aux prairies) à l'échelle nationale (France). La croix représente l'allocation de référence actuelle. Les couleurs désignent les trois scénarios, et les couleurs vives représentent les allocations optimales (extrait de Teillard et al. 2016).

2.3. Intensifier les efforts de conservation dans les espaces productifs

Intensifier la conservation de la biodiversité sur des espaces de production agricole, tout en minimisant les pertes de rendements, est d'autant plus important que nombreux sont les services rendus par la biodiversité à l'agriculture, notamment aux rendements (Phalan et al. 2011, 2016 ; Deguines et al. 2014 ; Pywell et al. 2015). A titre d'exemple, 3 à 8% de la production mondiale pourrait être perdue en l'absence de pollinisateurs (Aizen *et al.* 2009), dont dépendent 35% des types de cultures dans le monde (Klein *et al.* 2007). Les cultures qui dépendent fortement des pollinisateurs ne voient pas leurs rendements améliorés avec une intensification des moyens de production, suggérant que l'agriculture pour beaucoup de cultures ne peut composer sans la biodiversité (Deguines *et al.* 2014). Il en est de même pour

des taxons situés en fin de réseau trophique tels que les chiroptères insectivores, qui exercent une régulation des ravageurs sur une grande diversité de types de cultures et faisant de ce fait économiser plusieurs milliards de dollars à l'agriculture nord-américaine chaque année (Boyles et al. 2011 ; Maine & Boyles 2015). Dans ces conditions il n'est pas seulement primordial de considérer la biodiversité dans les espaces semi-naturels dédiés, mais également de considérer son interaction avec les cultures. En effet, l'agriculture peut jouer un rôle compensateur en favorisant la biodiversité vis-à-vis des autres grandes menaces qui pèsent sur celle-ci à large échelle, tels que l'aménagement et l'artificialisation du territoire.

Optimiser la biodiversité en milieu agricole sans impacter la production alimentaire comme suggéré, ou même en l'augmentant, nécessite d'améliorer l'efficacité des surfaces semi-naturelles (SIE et MAE) entourant les cultures sans impacter leur rendement. Or comme vu précédemment, une des limites de l'efficacité de ces surfaces est la proportion qu'elles occupent sur les exploitations. Une étude récente suggère que les SIE, qu'elles soient de 3 (ELS) ou 8% (ELS extra) n'impactent pas le rendement des cultures attenantes, que l'on inclut (Figure 5a) ou non (Figure 5b) leur surface dans le calcul du rendement (Pywell et al. 2015). De plus, les rendements en présence de SIE, et notamment d'une proportion de 8%, deviennent significativement meilleurs 4 à 5 ans après leur installation que des parcelles sans SIE (Figure 5 ; Pywell et al. 2015). Ceci démontre qu'à surface agricole équivalente, il est possible d'augmenter la capacité d'accueil de la biodiversité par l'installation de surfaces d'habitats semi-naturels dans les parcelles de production tout en maintenant ou augmentant les rendements grâce aux services écosystémiques rendus par la biodiversité, tels que la pollinisation ou la régulation des ravageurs. Par conséquent selon les résultats de Pywell et al. (2015), une augmentation des surfaces moyennes de SIE par exploitation ne remettrait pas en cause la marge brute des agriculteurs et permettrait d'améliorer l'efficacité de telles mesures initiées par la PAC.

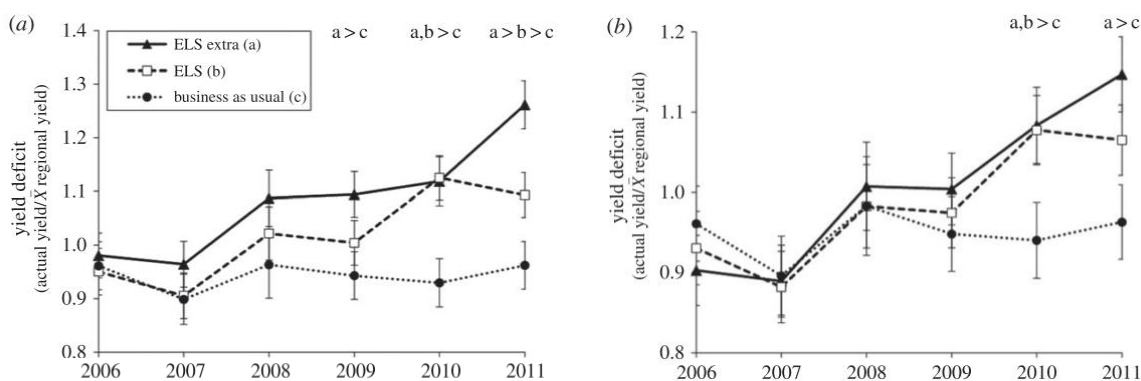


Figure 5. Evolution du rendement des cultures (moyenne $\pm$ erreur standard) calculé comme le ratio de la moyenne des rendements régionaux et nationaux pour toutes les cultures (blé, colza et soja) pour (a) la surface cultivée et (b) la parcelle entière incluant les portions supprimées pour la création d'habitats semi-naturels. Les lettres indiquent les différences significatives ($p < 0.05$) (extrait de Pywell et al. 2015).

En plus de ce type de mesures, des changements intraparcellaires peuvent être envisagés, tels que des changements de pratiques agricoles. En effet, par exemple la réduction de l'utilisation de pesticides, bien qu'engendrant une modification du système agricole, n'est pas antagoniste avec un maintien de la production (Petit *et al.* 2015). De plus, il subsiste actuellement une marge de sécurité relativement importante dans l'application de pesticides (Gaba et al. 2016 ; Lechenet et al. 2017). Il a notamment été montré qu'une réduction de respectivement 37, 47 et 60% d'herbicides, fongicides et insecticides n'affecterait pas en France la productivité et la rentabilité des grandes cultures (Lechenet *et al.* 2017).

D'autres possibilités de changements de pratiques agricoles ont récemment été explorées tels que l'agriculture de conservation reposant principalement sur trois principes : la simplification du travail du sol, le maintien des résidus de culture au sol et la rotation culturale (Pittelkow et al. 2014 ; Encadré 1). Ces techniques sont globalement connues pour être favorables à la biodiversité, notamment la simplification du travail du sol (Kladivko 2001 ; Holland 2004 ; Rodríguez et al. 2006 ; Boscutti et al. 2014) et la complexification des rotations culturales (Benton et al. 2003 ; Bengtsson et al. 2005). Néanmoins, ces relations nécessiteraient des études plus fines étant donnée la variabilité de travail du sol simplifié possible, allant du semi-

direct pour lequel le sol n'est plus du tout travaillé, aux techniques culturales simplifiées où le sol est encore travaillé de façon superficielle (Encadré 1).

Encadré 1. Définition de la simplification du travail du sol et ses conséquences sur le système agricole

La simplification du travail du sol est un terme générique englobant une variété de possibilités visant à ne plus retourner le sol (labour). Le labour vise essentiellement à limiter la quantité de végétation spontanée pouvant affecter les rendements. Il est possible de réduire le travail du sol de façon plus ou moins importante, nous étudierons dans cette thèse deux types très différents eux-mêmes variables :

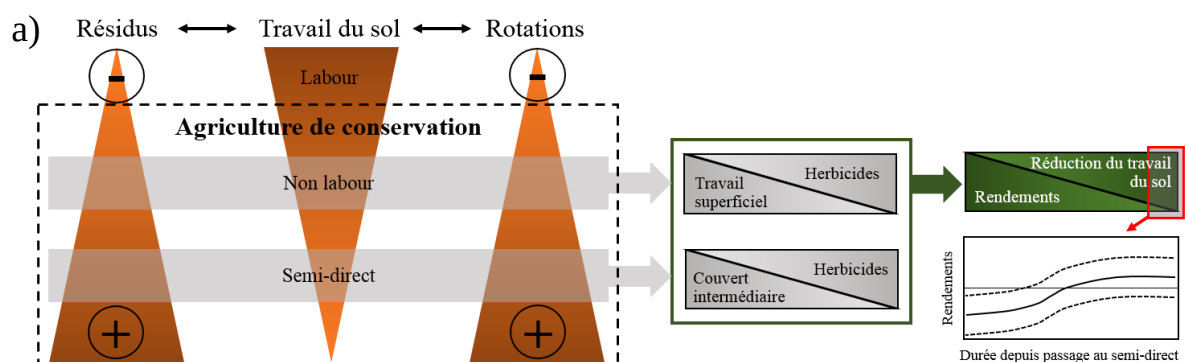
Le non labour, aussi souvent nommé « *technique culturale simplifiée* », consiste à ne plus retourner le sol et à remplacer le labour par du travail superficiel et de l'herbicide, dont les dosages respectifs varient l'un en fonction de l'autre (a) ;

Le semi-direct consiste en une absence de travail du sol, impliquant donc un semi entre les résidus de la culture précédente et de remplacer le labour par un couvert herbacé inter-culture et/ou l'usage d'herbicide, dont les dosages respectifs varient également l'un en fonction de l'autre (a).

Effets négatifs de la réduction du travail du sol : augmentation de la quantité de végétation spontanée, de pathogènes et de ravageurs dans les parcelles ; baisse de rendement possible les premières années (a).

Conséquences sur le système (a) : herbicides ou couvert herbacé intermédiaire pour limiter la végétation spontanée ; complexification des rotations afin de casser le cycle de vie des pathogènes et ravageurs ; rendement dépendant du type de sol, des cultures, des précipitations et de la capacité de stockage de l'eau du sol (Boone 1988; Lampurlanés, Angás & Cantero-Martínez 2002).

Exemples opposés en période inter-culture courte (automne) : travail superficiel couplé aux herbicides produisant peu de résidus (b) ; pas de travail et couvert herbacé intermédiaire produisant beaucoup de résidus (c).



Des études à large échelle tendent à montrer qu'il est envisageable de faire évoluer des pratiques agricoles, par exemple en semi-direct dans un but de conservation de la biodiversité tout en minimisant les pertes de rendements (Su et al. 2007 ; Pittelkow et al. 2014, 2015). Selon ces études le semi-direct réduit globalement les rendements, mais cette diminution est variable et sous certaines conditions peut produire de meilleurs rendements ou équivalents qu'un labour classique. Quand le semi-direct est associé aux deux autres principes de l'agriculture de conservation (résidus de culture et rotation culturale), ces effets négatifs sont minimisés (Pittelkow *et al.* 2014). De plus, il semble plus efficace en climat sec que humide, et la perte de rendement (de 5.7% en moyenne) semble se limiter aux premières années après le passage au semi-direct (Figure 6 ; Pittelkow et al. 2014).

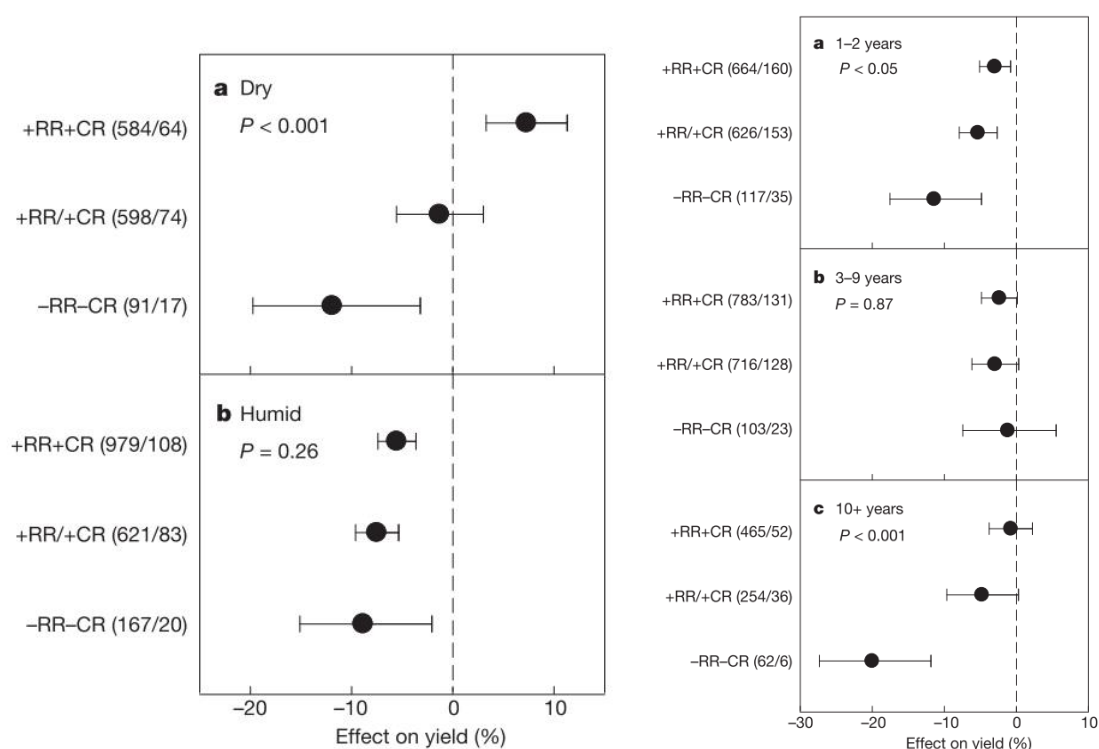


Figure 6. Ecarts de rendements entre plusieurs systèmes en semi-direct *versus* labour (ligne pointillée) en fonction du climat (sur la gauche) (a) sec ou (b) humide et de l'ancienneté de transition du système vers le semi-direct (sur la droite). Les systèmes en semi-direct varient en fonction de la présence ou non de deux autres principes de l'agriculture de conservation : +RR+CR (résidus et rotation), +RR/+CR (résidus ou rotation) et -RR-CR (pas de résidus ni de rotation) (extrait de Pittelkow et al. 2014).

3. L'aménagement du territoire et la biodiversité

Les terres agricoles sont les premières à faire l'objet d'artificialisation (MEDDE 2011), et pour protéger la biodiversité face à cette menace des dispositions réglementaires existent. Ces dispositions présentent une efficacité variable selon les types de projet d'aménagement, notamment concernant l'énergie éolienne pour laquelle la principale difficulté réside dans la quantification et la minimisation des impacts sur la biodiversité.

3.1. Les dispositions réglementaires

La consommation d'espaces due aux projets d'aménagement du territoire comme les infrastructures de transport et les habitations est une autre source majeure d'érosion de la biodiversité (Maxwell *et al.* 2016). Cette consommation d'espace s'accompagne de plusieurs grands mécanismes affectant la biodiversité : la perte brute en habitats, la diminution de leur continuité résultant de la fragmentation par un aménagement territorial spatialement très hétérogène, et les pollutions induites.

Dans ce contexte les aménageurs ont désormais l'obligation d'intégrer les enjeux biodiversité lors de la conception des projets en appliquant la séquence réglementaire « *Eviter Réduire Compenser* » (ERC ; MEDDE 2012). Cette séquence consiste donc à évaluer et quantifier les pertes écologiques engendrées par le projet, puis de tout mettre en œuvre dès la réflexion sur son implantation pour éviter les impacts, les réduire si des résidus subsistent et en dernier recours de les compenser si les précédentes étapes n'ont pas suffi à atteindre l'objectif d'absence de perte nette de biodiversité fixé par cette réglementation (Figure 7 ; Quétier & Lavorel 2011).

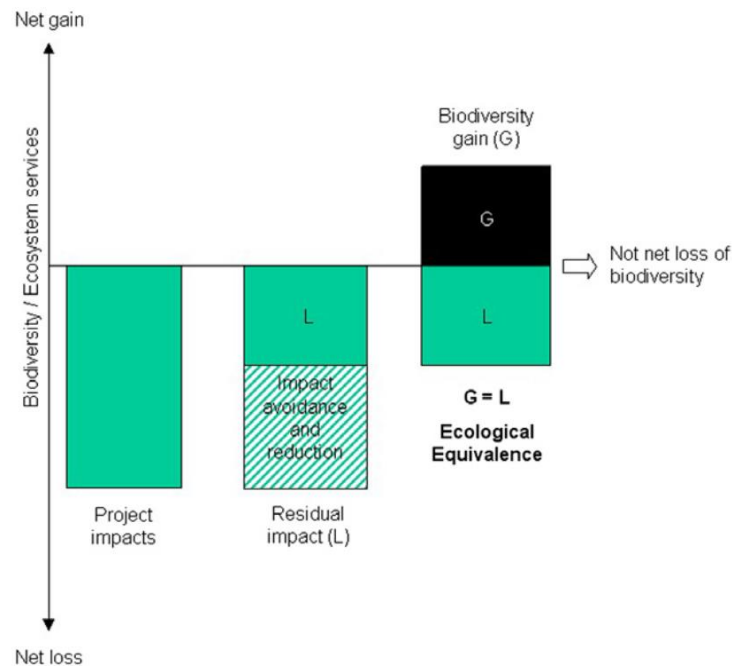


Figure 7. Représentation graphique de la séquence ERC ayant pour l'objectif l'équivalence écologique entre pertes et gains de biodiversité suite aux impacts d'un projet d'aménagement (L : pertes écologiques résiduelles ; G : gain de biodiversité apporté par compensation écologique) (extrait de Quétier & Lavorel 2011).

Même si l'obligation d'évaluer les impacts sur la biodiversité de projets d'aménagement entrepris par les collectivités publiques, ainsi que d'appliquer la séquence ERC, est implémentée dans la loi sur la protection de la nature du 10 juillet 1976, ce n'est que depuis l'arrêté du 19 février 2007 fixant les conditions de dérogations aux destructions d'espèces protégées qu'elle est réellement appliquée. La loi Grenelle II du 12 juillet 2010 et son décret du 30 décembre 2011 portant sur l'engagement national pour l'environnement a renforcé cette mise en œuvre en rendant toutes les activités, publiques ou privées, soumises à autorisation environnementale et application de la séquence ERC, selon des critères annexés relevant du code rural, du tourisme, de l'environnement et forestier (par exemple des critères surfaciques dans le cas de déboisements). En pratique, ce dispositif législatif impose l'élaboration d'un rapport d'évaluation des incidences sur l'environnement (études d'impact pour les projets, rapport sur les incidences pour les plans et programmes) par le maître d'ouvrage, puis l'examen par l'autorité autorisant le projet. Certains projets non soumis à autorisation

environnementale font l'objet d'un examen au cas par cas permettant de déterminer si une étude d'impact doit être effectuée. Après la réalisation du projet, la doctrine ERC impose un suivi de l'efficacité des mesures d'évitement, de réduction et de compensation (MEDDE 2012). Cependant, les contours de ces obligations restent flous sans réellement définir les indicateurs à utiliser, la fréquence et la durée des suivis.

Malgré une forte ambition, les directives françaises, en vue de l'application de la séquence ERC, n'abordent pas les dispositions institutionnelles et les bases scientifiques nécessaires pour atteindre l'absence de perte nette de biodiversité, laissant les autorités locales, régionales et souvent les aménageurs eux-mêmes face à son application (Quétier, Regnery & Levrel 2014). Il en résulte actuellement que la demande croissante de compensation s'accompagne d'un traitement au cas par cas très variable et souvent inefficace, menant à des projets de compensation dont le résultat sur le terrain est insatisfaisant (Quétier, Regnery & Levrel 2014). L'imprécision de ces textes mène concrètement à une situation dans laquelle même les impacts sur des espèces aux statuts de conservation les moins favorables ne sont pas toujours compensés, les espèces communes (c'est-à-dire ayant des statuts de conservation plus favorables) étant par ailleurs les grandes absentes de la compensation (Regnery, Couvet & Kerbiriou 2013).

3.2. L'énergie éolienne : un cas particulier de projets

En application des objectifs mondiaux de réduction des gaz à effet de serre définis lors de la Conférence de Kyoto en 1997, l'union européenne a promu le développement des énergies renouvelables. Plus récemment, la Convention-cadre sur les changements climatiques, ratifiée par 195 pays lors de la 21ème session de la conférence des parties (COP21) du 12 décembre 2015 à Paris, vient renforcer le déploiement des énergies renouvelables parmi lesquelles l'éolien occupe une place importante. Dans le monde, entre 2005 et 2015, la capacité installée

de production d'énergie éolienne a été multipliée par 7.3 (www.wwindea.org). En Europe, ce poste de production énergétique devrait devenir l'un des plus grands contributeurs, pour atteindre l'objectif de 20% d'électricité renouvelable d'ici à 2020 fixé par la directive 2009/28/CE relative à la promotion de l'utilisation de l'énergie produite à partir de sources renouvelables.

Parmi les projets d'aménagement les plus problématiques pour une application rigoureuse de la séquence ERC, l'éolien et sa forte croissance jouent probablement les premiers rôles. En effet bien qu'étant une énergie renouvelable, les éoliennes ne sont pas exemptes d'externalités environnementales. Elles constituent un cas particulier puisque l'emprise au sol et la destruction d'habitat et d'espèce associées à l'installation sont généralement faibles, ou tout du moins facilement compensables. En revanche, des impacts diffus et continus dans le temps interviennent lors de la phase d'exploitation post-construction et sont de plusieurs natures. Le premier, le plus documenté, concerne des événements de mortalité par collision directe avec les pales du rotor ou barotraumatisme, qui concerne en premier lieu l'avifaune et les chiroptères (Barclay et al. 2007 ; Kunz et al. 2007a ; Baerwald et al. 2008 ; Northrup & Wittemyer 2013 ; Erickson et al. 2014 ; O'Shea et al. 2016). L'article 12 de l'arrêté du 26 août 2011 inscrivant les parcs éoliens au régime des installations classées pour l'environnement (ICPE) prévoit qu' *« Au moins une fois au cours des trois premières années de fonctionnement de l'installation puis une fois tous les dix ans, l'exploitant met en place un suivi environnemental permettant notamment d'estimer la mortalité de l'avifaune et des chiroptères due à la présence des aérogénérateurs »*. Les estimations actuelles de mortalité sont fortement imprécises et varient beaucoup d'une étude à l'autre pour un même Etat : par exemple à l'échelle des Etats-Unis, deux études faisaient état de 10 000 à 573 000 mortalités d'oiseaux par an dont 83 000 rapaces (Smallwood 2013), puis 140 000 à 328 000 par an (Loss, Will & Marra 2013). Egalement, plusieurs études estimaient 166 000 cas de mortalité

pour les chiroptères par an au Canada (Zimmerling & Francis 2016) et 888 000 par an aux Etats-Unis (Smallwood 2013). Concernant l'Europe, plus de 300 000 mortalités de chiroptères par an sont estimées en Allemagne due aux éoliennes (Voigt et al. 2012 ; Lehnert et al. 2014). Même si pour l'avifaune l'énergie éolienne ne semble pas être la première source de mortalité avec 0.57 millions de collisions par an aux Etats-Unis (contre 28.4 millions causés par les lignes haute tension, 199.6 millions par les réseaux routiers, 599 millions par les bâtiments et 2.4 millions par les chats) (Loss, Will & Marra 2015), elle semble constituer la plus grande source de mortalité chez les chiroptères (O'Shea *et al.* 2016). Ces extrapolations large échelle reposent sur des estimations locales basées sur des données de recueil de cadavres, pour lesquelles des méthodes corrigent plus ou moins efficacement les biais pouvant affecter le nombre brut de cadavres observés, à savoir l'efficacité de l'observateur et le taux de prédation (Erickson et al. 2000 ; Huso 2011 ; Korner-Nievergelt et al. 2011, 2013 ; Huso et al. 2014). Il existe donc d'importantes différences entre les effectifs comptés, puis corrigés et extrapolés. De plus, les extrapolations reposent sur des données recueillies à un instant donné, puis estimées de façon continue dans le temps, rendant l'étude des dynamiques des populations très complexe. Il est également établi que l'efficacité des suivis de terrain reste très variable, et dépend notamment de la visibilité au sol sous les éoliennes (Smallwood 2013). Par conséquent le nombre réel de cadavres est probablement sous-estimé au moins de moitié (Péron *et al.* 2013).

Le cycle relativement long des chiroptères avec une fécondité faible, combinée à une forte croissance de l'éolien dans le monde, ont progressivement fait émerger des enjeux du fait d'une forte sensibilité des taux d'accroissements attendus pour des impacts par mortalité des adultes (Kunz *et al.* 2007b). Ce sujet d'étude est d'autant plus complexe que des espèces migratrices longue distance composent ce taxon, comme par exemple la Pipistrelle de nathusius (Figure 8 ; Voigt et al. 2012) et les espèces de noctules, étant parmi les plus

impactées par mortalité durant la migration, et pourtant parmi les moins étudiées (Kunz *et al.* 2007b).

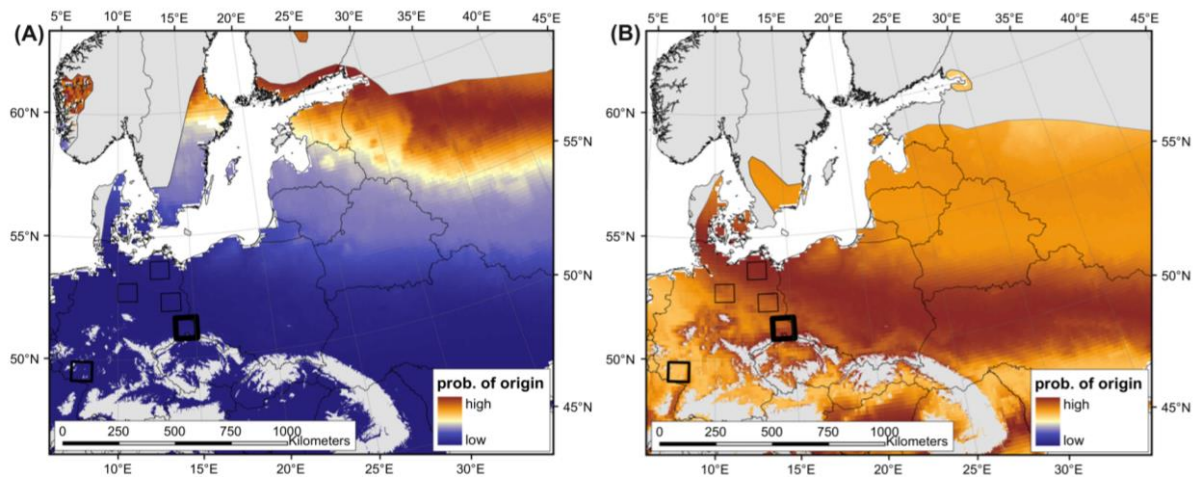


Figure 8. Provenance géographique prédite à l'aide des isotopes stables de l'hydrogène de deux espèces Européennes de chiroptères (A : *Pipistrellus nathusii* ; B : *Pipistrellus pipistrellus*) dans leur aire de distribution tuées par des éoliennes en Allemagne (l'épaisseur des carrés indique la taille d'échantillon) (extrait de Voigt *et al.* 2012).

D'autres espèces sont particulièrement sujettes aux collisions avec les éoliennes, c'est notamment le cas pour les espèces de noctules, comme la Noctule commune dont les événements de mortalité concernent des individus locaux et des migrants (Lehnert *et al.* 2014). Du fait de leur caractère migrateur, les chiroptères sont principalement sensibles aux collisions de fin Juillet à début Octobre par vent faible, période regroupant 90% des événements de mortalité, et également dans une moindre mesure d'avril à juin, l'augmentation de la taille des pales étant un facteur aggravant (Barclay *et al.* 2007 ; Baerwald *et al.* 2009 ; Rydell *et al.* 2010 ; Baerwald & Barclay 2011).

Une question primordiale en conservation est donc de savoir si ces installations peuvent affecter dangereusement la tendance des populations. Les paramètres de dynamique de population pour ce taxon sont parcellaires (Lentini *et al.* 2015). Généralement, les taux de reproduction des chiroptères sont faibles, ce qui peut impacter leur capacité à se maintenir malgré des pertes d'individus par mortalité. Le manque de données empiriques sur les

populations et la démographie des espèces migratrices, limite les possibilités d'évaluer quantitativement l'impact potentiel des éoliennes sur ces espèces (Diffendorfer *et al.* 2015). Néanmoins face à ces lacunes, la sollicitation d'opinions de différents experts sur les paramètres démographiques peut être une première solution. En ce sens, en simulant l'impact par mortalité des éoliennes sur les populations à partir de différents taux d'accroissement, des auteurs ont montré que les populations d'espèces migratrices, pour la plupart des taux d'accroissement définis à dire d'expert, pouvaient chuter drastiquement sur un pas de temps inférieur à 50 ans (Frick *et al.* 2017). De plus, concernant l'avifaune, de faibles taux de collisions peuvent engendrer de fort déclin régionaux pour des espèces telles que le Vautour percnoptère et le Pygargue à queue blanche (Carrete *et al.* 2009 ; Dahl *et al.* 2012 ; Balotari-Chiebao *et al.* 2016). Tous ces éléments amènent à penser qu'il devient indispensable de consacrer les efforts sur l'optimisation des étapes d'évitement et de réduction des impacts afin de minimiser la mortalité.

Jusqu'à présent la mortalité semble être extrêmement variable d'un parc éolien à un autre, sans que de véritables liens de cause à effet soient établis notamment concernant le contexte paysager (Voigt & Kingston 2015). De nouvelles pistes de réflexion commencent à émerger comme par exemple la différenciation sexuelle dans l'impact. En effet une étude récente ayant suivi par GPS des mâles et femelles de Noctule commune en contexte éolien a pu mettre en évidence deux phénomènes différents. Les éoliennes semblent provoquer une répulsion des mâles, qui prendraient visiblement le temps durant leur période d'activité de contourner les parcs éoliens, à l'inverse des femelles, possiblement en raison des contraintes énergétique liées à la lactation durant cette période de l'année, augmentant ainsi le risque de collision (Roeleke *et al.* 2016). Plusieurs études ont documenté l'effet attractif local des éoliennes, à savoir que les individus lorsqu'ils sont proches de l'éolienne n'hésitent pas à venir prospecter autour du mat, des pales et de la nacelle (Horn *et al.* 2008 ; Cryan *et al.* 2014). La répulsion, à

savoir lorsque les individus sont moins nombreux à proximité de l'éolienne qu'à distance de celle-ci, est un type d'impact actuellement très peu étudié et non quantifié. Seulement quelques études tendent à montrer soit une répulsion à l'échelle du paysage des secteurs éoliens sans que les distances d'impact ne soient étudiées (Millon *et al.* 2015), soit sur les petites éoliennes (hauteur de nacelle < 25 m) avec des distances de répulsion relativement peu précises (Minderman *et al.* 2012, 2017). La répulsion, engendrant des pertes d'habitats pour les espèces, est donc un phénomène non quantifié sur les éoliennes classiques. Chez les oiseaux, des problématiques similaires aux chiroptères se posent, notamment le déplacement d'oiseaux nicheurs par répulsion (Shaffer & Buhl 2015), l'évitement des parcs éoliens engendrant une déviation des trajectoires de migration chez les rapaces (Cabrera-Cruz, Villegas-Patraca & Thompson 2016) avec un nombre de collisions qui ne semble pas être lié à l'abondance (de Lucas *et al.* 2008). Concernant l'impact sur les populations, dans le cas de l'Aigle royal par exemple, l'apparente stabilité des populations à l'échelle locale malgré la mortalités due aux éoliennes, semble compensée par les immigrations à l'échelle du continent américain ne remettant pas en cause l'état des populations sur un plan génétique et démographique (Katzner *et al.* 2017).

Toutes ces problématiques inhérentes aux projets éoliens rendent donc l'application de la séquence ERC très difficile du fait des connaissances encore lacunaires et fragmentaires. En effet, la particularité des projets éoliens réside dans le fait que leurs impacts futurs sont à ce jour peu prédictibles et non quantifiables dans l'étude d'impact pré-construction. Ceci provoque une application partielle de la séquence ERC, avec notamment une absence quasi systématique de compensation dans la mesure où les impacts sont inquantifiables, ou tout au plus dans une minorité de cas quelques mesures d'accompagnement non quantifiées telles que l'implantation de haies (Peste *et al.* 2015).

Quelques recommandations existent, cependant issues de travaux collectifs, comme les recommandations EUROBATS (accord relatif à la Conservation des Populations de Chauves-souris d'Europe) publiées en 2008 (Rodrigues *et al.* 2008), et mises à jour en 2014 (Rodrigues *et al.* 2015). Ces recommandations visent à évaluer, pour l'installation d'éoliennes, les impacts potentiels sur les chiroptères et la prise en compte de leurs exigences écologiques. Ces recommandations s'appuient sur le corpus scientifique disponible lors de leur rédaction. Une déclinaison nationale de ces préconisations techniques a été effectuée en 2012 par le Groupe Chiroptères de la Société Française pour l'Étude et la Protection des Mammifères. En termes de choix d'implantation, ces recommandations européennes imposent en particulier d'installer les éoliennes à une distance minimale de 200 m de toutes lisières arborées dans le but de minimiser la mortalité, ces lisières concentrant les chiroptères et structurant leur utilisation du paysage (Bouhey *et al.* 2011 ; Frey-Ehrenbold *et al.* 2013 ; Lacoëuilhe *et al.* 2016). Ces recommandations préconisent également des mesures de réductions consistant essentiellement à brider les éoliennes sous certaines conditions météorologiques afin de réduire la mortalité. Globalement le bridage réduit la mortalité, mais il est plus efficace quand l'arrêt des machines est imposé à des vitesses de vent sous 6 m/s plutôt que couramment pratiqué à 4 m/s, avec respectivement un nombre de cadavres divisé par 4.5 et 1.5 (Martin *et al.* 2017). En effet l'activité en chiroptères est relativement étendue en termes de vitesses de vent tolérées, et recoupe donc des vitesses de vent pour lesquelles les éoliennes sont en fonctionnement (Figure 9 ; Voigt *et al.* 2015).

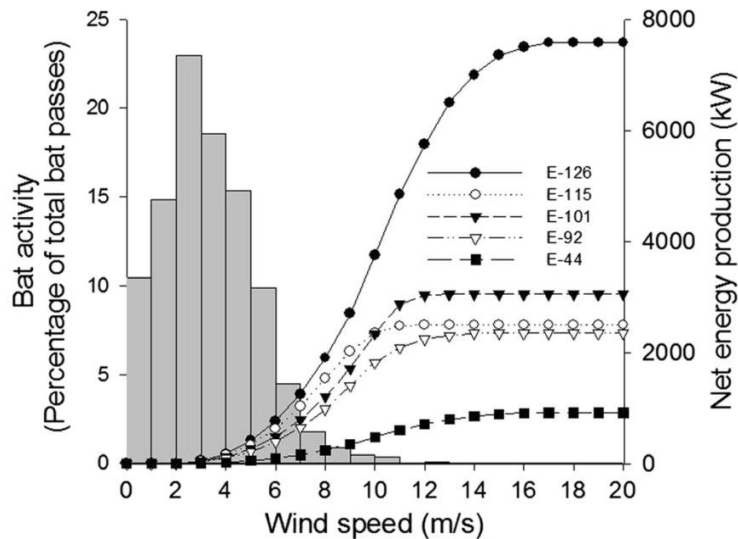


Figure 9. Recouvrement entre l'activité des chiroptères et la production nette en énergie pour différents types d'éoliennes (44 à 126 m de hauteur de nacelle) d'avril à octobre 2011 et 2012 (extrait de Voigt et al. 2015).

Augmenter le seuil de bridage des éoliennes à 6 m/s de vent implique donc une perte de production, mais qui reste relativement restreinte avec une perte de moins de 3% sur la saison et de 1% sur l'année complète, permettant une réduction non négligeable de la mortalité (Martin *et al.* 2017). De plus, intégrer la température comme paramètre de bridage, elle-même connue pour influencer l'activité en chiroptères (Arbuthnott & Brigham 2007), permet de réduire les pertes de production de 18% sans affecter l'efficacité de la réduction de la mortalité (Martin *et al.* 2017). Cependant, la réduction n'est jamais totalement efficace avec une mortalité persistante qui nécessite d'être prise en compte (Baerwald et al. 2009 ; Arnett et al. 2011 ; Martin et al. 2017).

3.3. L'échec des études réglementaires dans la minimisation des impacts de l'éolien

D'une façon générale nous constatons au travers de la littérature que l'application de la séquence ERC pour l'éolien est complexe, les impacts se produisant en phase post-construction, de façon durable et diffuse, mais aussi variable en raison de facteurs souvent inconnus. La difficulté réside essentiellement dans notre incapacité à prédire et quantifier

l'impact futur d'un parc éolien au moment de l'étude d'impact environnemental pré-construction, et prévoir les mesures d'évitement, de réduction et de compensation nécessaires. Bien que la sensibilité des espèces à l'éolien commence à être bien connue, intégrant les hauteurs de vol et les mortalités constatées et pondérées par les abondances relatives des espèces (Roemer *et al.* 2017), il en est effectivement tout autre pour leur prise en compte dans la séquence ERC. Dans la situation actuelle, les études d'impacts pré-construction, et plus généralement la séquence ERC, échouent dans l'objectif d'absence de perte nette de biodiversité, tout du moins dans la minimisation de l'impact. En effet, si l'enjeu en termes de risque d'impact est détecté en phase pré-construction, plus celui-ci est élevé et plus la mortalité post-construction est importante (Figure 10 ; Lintott *et al.* 2016).

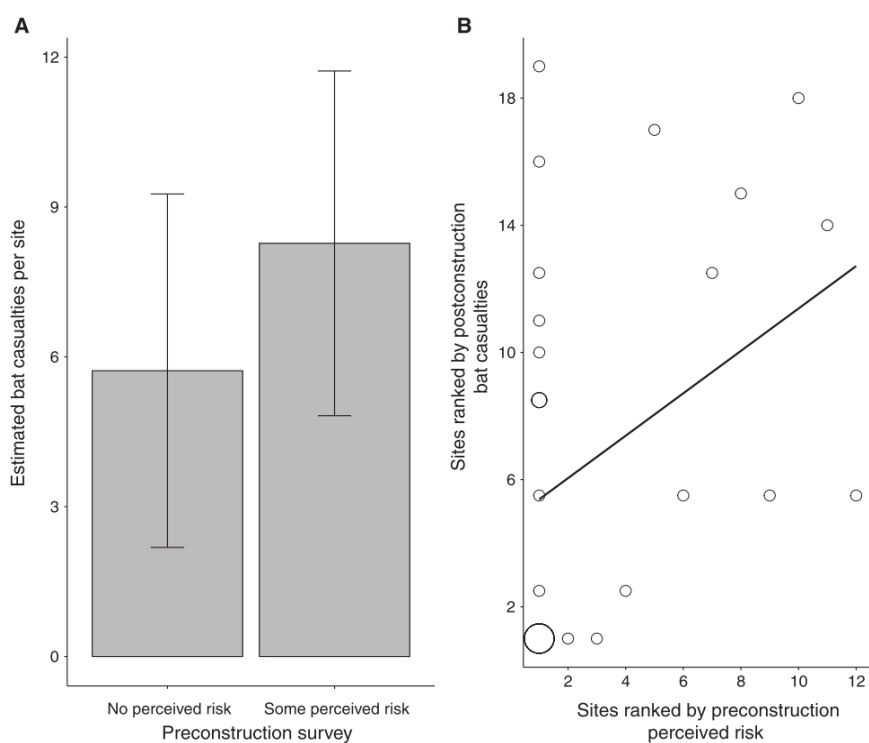


Figure 10. Relation entre le risqué évalué dans l'évaluation environnementale pré-construction et les mortalités post-construction. (A) Différence de nombre moyen de mortalité par projet où les études pré-construction avaient perçue des niveaux de risque différents. (B) Relation significative entre le risque perçue dans l'étude pré-construction et l'estimation du nombre de mortalité post-construction. La taille des cercles est proportionnelle au nombre de sites à un risque perçue donné (allant de 1 à 3 sites) (extrait de Lintott *et al.* 2016).

Face à toutes ces difficultés, **il est apparu nécessaire d'évaluer plus précisément les causes limitant l'efficacité des études, et d'évaluer la faisabilité d'utiliser ces études (pré et post-construction) pour une estimation française de l'impact, ainsi que des stratégies requises pour sa minimisation.** L'objectif était alors de comprendre les sources de variations de l'impact et le quantifier pour faciliter la définition de mesures applicables dans différents contextes. Pour cela nous avons initié une récolte d'études d'impacts et de suivis, par demande systématique auprès de l'autorité environnementale, à savoir les Directions Régionales de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement ou les Directions Départementales des Territoires, dans certains cas impliquant même des déplacements dans ces structures pour réaliser les copies des dossiers non disponibles en version informatisée. Il en ressort premièrement que les dossiers sont très peu accessibles, avec seulement 5.5% des études d'impacts (20 dossiers) et 6.8% des suivis récoltés (25 dossiers) sur la totalité censée être disponible suite au passage des parcs éoliens à la réglementation des ICPE, pour un total de 48 études d'impacts et 37 suivis récolté toutes périodes confondues (Coly *et al.* 2017). D'une façon générale l'étude met en évidence une forte hétérogénéité dans la qualité des différentes méthodes employées dans les études, notamment les suivis de la mortalité et les transects acoustiques qui comptent parmi les méthodes les plus mal documentées. Cette hétérogénéité est valable à toutes les échelles : la méthode tous dossiers confondus, le type de structure ayant réalisé l'étude ou encore entre structures d'un même type. Lorsqu'on s'intéresse au contenu des études, il en ressort globalement que des métadonnées pourtant primordiales sont absentes dans certains types d'études et de protocoles. Ceci limite fortement les possibilités d'utilisation des dossiers dans des analyses globales, et donc de regrouper les données à l'échelle nationale en vue d'analyses. Par exemple seulement 39% des dossiers de suivis mortalité précisent le taux de disparition des cadavres par prédation ainsi que l'efficacité de l'observateur, aucun ne donne la vitesse de prospection ou encore le nombre de

passages, seulement 64% renseignent la durée de prospection par éolienne. **L'absence dans les dossiers de ces métadonnées cruciales limitent à ce stade toute méta-analyse visant à combler les manques de connaissances** (Table 1 ; Coly et al. 2017).

Table 1. Taux de présence des différentes métadonnées à travers les différents types de dossiers réglementaires Français (EIE : études d'impacts environnementales ; S : suivis) et méthodes d'inventaires (RG : recherche de gîte ; PE : point d'écoute ; EA : enregistrement en altitude ; ES : enregistrement au sol ; TR : transect ; SM : suivi mortalité) (extrait de Coly et al. 2017).

	Types de dossiers					
	EIE	EIE / S				S
	RG n = 29	PE n = 33 / 19	EA n = 8 / 6	ES n = 19 / 4	TR n = 27 / 12	SM n = 28
Protocoles d'inventaires						
Informations contextuelles						
Date et heure d'inventaire	0,56	0,78	1	0,89	0,77	1
Conditions climatiques	0	0,60	0,8	0,84	0,51	0,35
Coordonnées des cadavres	–	–	–	–	–	0
Type de blessure	–	–	–	–	–	0
Phases lunaires	–	0	0	0	0	0,07
Etat de la carcasse	–	–	–	–	–	0,25
Hauteur de la végétation	–	–	–	–	–	0,35
Description de l'occupation du sol	0	0	0	0	0	0,53
Numéro de l'éolienne	–	–	–	–	–	1
Méthodologie et matériel utilisé						
Matériel utilisé	1	1	1	1	1	–
Rayon de recherche	0,48	–	–	–	–	0,88
Hauteur d'écoutes	–	–	1	–	–	–
Vitesse de prospection	–	–	–	–	0,07	0
Distance des transects	–	–	–	–	0	–
Taux de prédation	–	–	–	–	–	0,39
Taux de découverte	–	–	–	–	–	0,39
Distance par rapport au mât	–	–	–	–	–	0,67
Effort d'échantillonnage						
Plan d'échantillonnage	–	0,72	1	0,84	0,31	–
Nombre de points d'écoute/transects/site prospectés	0,31	0,60	1	0,84	0,14	1
Durée des écoutes	–	0,51	0,6	0,36	0,07	–
Nombre de passages	0	0,72	1	0,89	0,77	0
Durée par éolienne	–	–	–	–	–	0,64

3.4. Vers une amélioration des connaissances sur la quantification des impacts et leur compensation

Les conclusions précédentes identifient un certains nombres de manques théoriques et empiriques empêchant à l'échelle d'une thèse de résoudre le problème de la prédiction de la mortalité par éolienne, de sa réduction efficace et de sa compensation. Néanmoins en l'attente de connaissances comblant ces lacunes, il reste possible d'étudier les solutions pour accroître les gains sans chercher à les dimensionner aux pertes, qui à l'heure actuelle semblent non quantifiables, comme l'impose la séquence ERC. En effet, le principe de précaution devrait

suffire dans ce contexte d'impacts quasi-systématiques mais non quantifiables, à l'utilisation systématique de compensation, nommée mesure d'accompagnement du fait de l'incertitude associée à une telle démarche. Ainsi, une première manière d'améliorer la situation pourrait déjà être de favoriser le recours à des mesures d'accompagnement. Dans ce contexte il conviendrait d'évaluer les équivalences écologiques potentielles entre les types de mesures d'accompagnement possibles (par exemple les haies, les bandes enherbées, les buissons), et de parvenir idéalement à des méthodes de calcul intégrant un maximum d'espèces, afin d'en extraire les mesures les plus efficaces (Millon *et al.* 2015).

La mortalité est un type d'impact jusqu'ici particulièrement étudié, sans pour autant permettre des résultats totalement satisfaisants sur le terrain. Dans ce contexte il est utile de préciser que les outils réglementaires (étude d'impact et de suivi) permettant de limiter l'impact des éoliennes sur la biodiversité, ne considèrent à l'heure actuelle quasiment aucun autre type d'impact direct que celui de la mortalité, que ce soit dans le choix de l'implantation ou des mesures compensatoires/d'accompagnement. En effet, l'emprise au sol de ces structures étant réduite il n'est pas jugé utile d'étudier d'autres impacts potentiels. Il est donc légitime, au-delà de problèmes non résolus sur la mortalité, d'étudier les autres impacts pouvant influencer les populations, notamment la répulsion des parcs éoliens sur les espèces. Ceci a rarement été étudié mais de premières études tendent à montrer que la répulsion est un phénomène bien existant, que ce soit en période de migration avec les déviations de trajectoires de rapaces par exemple (Cabrera-Cruz, Villegas-Patraca & Thompson 2016), ou hors période de migration pour l'avifaune (Shaffer & Buhl 2015) et les chiroptères (Minderman *et al.* 2012, 2017 ; Millon *et al.* 2015 ; Roeleke *et al.* 2016). Cependant aucune étude ne quantifie avec précision les distances d'impact, ainsi que les pertes de fréquentation d'habitat engendrées et pouvant affecter la dynamique des populations (Ney-nifle & Mangel 2000 ; Rybicki & Hanski 2013 ; Froidevaux *et al.* 2017). La principale raison pour laquelle ce type d'impact est resté non

étudié si longtemps réside dans le fait que la mortalité a rapidement et intuitivement été reliée aux phénomènes d'attraction locale des éoliennes. Ceci donnait alors l'impression qu'une potentielle répulsion bien que plus large échelle irait à l'encontre du constat de mortalité.

4. Orientations et plan de la thèse

L'installation d'éoliennes en paysage agricole intensif est une situation particulièrement courante. En effet les développeurs éoliens installent le plus souvent les parcs éoliens sur les terres cultivées dominées par des « *open fields* » (Staid & Guikema 2013). Une telle tendance s'explique principalement par la distance réglementaire minimale d'implantation vis-à-vis des habitations de 500 m (1000 m prévus dans la proposition de loi du 10 mai 2017 n°4646 de Marc Le Fur), l'héritage naturel (espaces protégés par exemple) et culturel du secteur concerné ainsi que la réticence des riverains à voir des éoliennes implantées à proximité de chez eux. Deux registres d'argumentation des riverains opposés aux projets coexistent. Tout d'abords certains riverains peuvent être favorables aux éoliennes mais n'en veulent pas proche de chez eux (principe de mobilisation « *not in my backyard* » NIMBY ; Trom 1999), par exemple pour des raisons de dérangement sonore et le stress qu'il engendre (Pohl, Gabriel & Hübner 2018). Ensuite, certains riverains peuvent plutôt prôner une sobriété énergétique et l'économie d'énergie pour réduire les besoins en éoliennes (Trom 1999).

La doctrine ERC impose une compensation la plus proche géographiquement et écologiquement du site impacté, amenant dans la plupart des cas de compensation à utiliser des mesures de type infrastructures agroécologiques telles que les haies ou les bandes enherbées lors de projets d'aménagements en milieu agricole. L'installation d'éoliennes en paysages agricoles intensifs, eux-mêmes source d'érosion de la biodiversité, ainsi que leurs mesures associées en faveur de la biodiversité, constitue donc un cas d'étude très intéressant. En effet, ce cas d'étude permet d'étudier les gains écologiques qu'il est possible de générer en

milieu agricole pour les chiroptères et l'avifaune, notamment ceux encore peu étudiés comme les pratiques agricoles, et pouvant trouver une double utilité : pour le milieu agricole lui-même faisant face aux déclins décrits précédemment, et pour l'éolien en termes de compensation des impacts négatifs sur la biodiversité. En plus de ces aspects, un tel cas d'étude constitue une opportunité idéale pour étudier le positionnement optimal des éoliennes dans un paysage, en relation avec les habitats semi-naturels existants dans un but d'évitement et de minimisation des impacts.

J'ai choisi de traiter ce cas d'étude en suivant l'ordre logique d'apparition des contraintes d'implantation de l'éolien vis-à-vis des obligations réglementaires envers la biodiversité, à savoir évaluer les impacts en amont puis tout mettre en œuvre ensuite pour les minimiser et compenser. Revenir sur l'étude de l'impact des éoliennes par mortalité est à l'échelle de la thèse difficile en raison de nombreuses limitations théoriques et empiriques détaillées précédemment et dans notre publication en annexe (Coly *et al.* 2017). J'ai cependant étudié l'autre type d'impact potentiel jusqu'ici ignoré de l'autorité environnementale et très peu étudié dans la littérature scientifique, à savoir les pertes d'habitat par répulsion des parcs éoliens sur les chiroptères. Indirectement ce type de problématique peut donc apporter des réponses sur la façon d'implanter les éoliennes pour minimiser l'impact. Traiter cette problématique a nécessité l'utilisation d'une méthode d'échantillonnage par enregistrements continus acoustiques, largement utilisée en recherche (Stahlschmidt & Brühl 2012 ; Newson *et al.* 2015) et dans les études réglementaires, générant habituellement une très grande quantité de données. Il fut alors au préalable nécessaire de proposer une méthode robuste et efficace pour le tri et l'analyse de ces données, dans le but d'optimiser les suivis dans le cadre d'études réglementaires et scientifiques. Proposer une méthode d'optimisation des études et des analyses possède de multiples avantages tels qu'un gain de temps et d'efficacité, de

précision et de prise en compte d'un nombre plus important d'espèces, notamment rares, pour lesquelles la quantité de données fait souvent défaut.

En réalisant une expérimentation de terrain dans le grand-ouest de la France, j'ai donc tenté de répondre aux questions suivantes :

Comment optimiser l'utilisation et l'analyse des données acoustiques de chiroptères issues d'enregistrements automatiques continus ?

Comment implanter les éoliennes en milieu agricole pour minimiser leur impact sur la fréquentation des habitats par les chiroptères ?

Ces études font l'objet des articles suivants :

Article 1. Barré K., Bas Y., Le Viol I., Julien JF., Julliard R., Kerbiriou C. A robust semi-automatic method to account for identification errors in bat acoustic surveys. (*In prep*)

Article 2. Barré K., Le Viol I., Bas Y., Julliard R., Kerbiriou C. Impact of wind turbines on bat activity: an omitted long-distance concern leading to high loss of habitat use. (*Soumis dans Journal of Applied Ecology*)

Après avoir apporté de nouvelles connaissances aux méthodes d'étude et de prise en compte des chiroptères dans l'évitement des pertes d'habitats engendrées par les éoliennes, j'ai ensuite étudié différentes possibilités de compensation et d'accompagnement des impacts résiduels. Même si la quantification précise des impacts par mortalité continue et diffuse tout au long de la période d'exploitation reste difficile, j'ai également étudié en tant que co-auteur d'une étude l'équivalence non plus entre pertes et gains écologiques dans le cadre ERC, mais entre les différentes sources de gains. En effet, hiérarchiser dans les études d'impacts les mesures à adopter les plus efficaces sur un plan multi-taxonomique, et plus particulièrement pour les espèces les plus affectées par les éoliennes, est une priorité. L'équivalence multi-

taxonomique, c'est-à-dire considérant toutes les espèces simultanément, permet de définir une mesure la plus favorable pour l'ensemble de la communauté, les réponses interspécifiques aux mesures pouvant être très différentes voire opposées (Millon *et al.* 2015). Cette proposition de méthode de calcul d'équivalence multi-taxonomique a été réalisée sur un panel de mesures classiquement utilisées dans ce genre de projet d'aménagement en milieu agricole. En revanche, ces mesures sont parfois difficiles à mettre en place et constituent souvent des linéaires restreints à efficacité variable. Dans ce contexte, j'ai également étudié de nouvelles possibilités de compensation écologique jusqu'ici non implémentées en tant que telles : les changements de pratiques agricoles. Le contexte actuel de déclin global des espèces spécialistes du milieu agricole, en dehors du verdissement actuel de la PAC, peut également se prêter à la compensation de l'éolien. De telles compensations auraient donc une double utilité pour le milieu agricole lui-même et pour l'éolien, et seraient radicalement différentes des mesures habituelles. En effet la plupart des mesures actuelles telles que les haies sont difficiles à implanter, en particulier du fait de la difficulté à convaincre des agriculteurs, de trouver du foncier disponible, des changements paysagers et de fonctionnement de l'exploitation que cela peut impliquer. Ainsi changer certaines pratiques agricoles peut potentiellement s'avérer plus efficace à large échelle. De plus en plus d'études tendent à montrer qu'une marge de sécurité importante existe dans le gradient d'intensification des pratiques agricoles (voir section 2.3). Dans ce contexte des changements modérés n'ayant pas de conséquences pour les agriculteurs et apportant des gains écologiques (voir section 2.3), peuvent constituer de réels leviers applicables sur de grandes surfaces.

J'ai donc conduit plusieurs expérimentations de terrain sur des exploitations agricoles d'Ile-de-France dans le but de répondre aux questions suivantes :

Comment calculer l'équivalence multi-taxonomique entre mesures compensatoires et quelles sont les plus efficaces et acceptables pour les parties prenantes ?

Existe-t-il en agriculture conventionnelle des alternatives plus acceptables que l'agriculture biologique et apportant de gains écologiques comparables pour les chiroptères ?

Est-ce que des composantes de l'agriculture de conservation conventionnelle peuvent apporter d'importants gains écologiques pour l'avifaune et les chiroptères sans perte économique pour l'agriculteur ?

Ces études font l'objet des articles suivants :

Article 3. Millon L., Barré K., Julliard R., Compere P., Kerbiriou C. The assessment of ecological equivalences supporting the implementation of offset measures: a case study in intensive farming landscape in north-west France. (*Landscape and Urban Planning, révision majeure*)

Article 4. Barré K., Julliard R., Le Viol I., Chiron F., Kerbiriou C. Tillage and herbicide reduction mitigate the gap between conventional and organic farming effects on insectivorous bats. (*Ecology and Evolution, accepté sous réserve de corrections mineures*)

Article 5. Barré K., Julliard R., Le Viol I., Kerbiriou C. Weed control method drives conservation tillage efficiency on farmland breeding birds. (*Agriculture, Ecosystems and Environment, révision majeure*)

CHAPITRE 1

Comment évaluer et minimiser l'impact de l'implantation d'éoliennes sur les chiroptères en milieu agricole ?

Sommaire :

Introduction	53
<u>Article 1.</u> Barré K., Bas Y., Le Viol I., Julien JF., Julliard R., Kerbiriou C. A robust semi-automatic method to account for identification errors in bat acoustic surveys.	
Annexes	85
Étude des pertes de fréquentation d'habitats engendrées par les éoliennes sur les chiroptères.....	89
<u>Article 2.</u> Barré K., Le Viol I., Bas Y., Julliard R., Kerbiriou C. Impact of wind turbines on bat activity: an omitted long-distance concern leading to high loss of habitat use.	
Annexes	117
Discussion & perspectives.....	133
1. Approche méthodologique pour l'utilisation des données générées par les détecteurs-enregistreurs passifs	133
2. Mesure de la perte d'attractivité des habitats engendrée par les éoliennes	136
3. Pratique d'évitement de l'impact des installations éoliennes au regard de la réglementation et des pertes d'attractivité des habitats	137

Introduction

Les réglementations ERC et ICPE imposent depuis 2011 aux projets de parcs éoliens d'évaluer avant la construction les impacts potentiels générés, afin d'adapter l'installation et l'exploitation pour éviter tout impact sur la biodiversité. Elles imposent également un suivi de l'efficacité des mesures une fois au cours des trois premières années d'exploitation puis au moins une fois tous les dix ans. Ceci sous-entend, notamment pour le suivis de population, d'être en mesure de confronter les suivis post-construction à des suivis pré-construction, par exemple ceux réalisés dans l'étude d'impact. Cependant les réglementations relatives aux appels d'offres incitent à ce que les structures réalisant l'étude d'impacts et les suivis ne soient pas les mêmes. Ceci amène souvent à une situation où les suivis post-construction ne sont pas comparables aux données recueillies dans l'étude d'impact pré-construction. En effet, les études pré-construction sont rarement livrées avec les données brutes et documentent relativement mal leurs métadonnées (effort d'échantillonnage, informations contextuelles et méthodologies) (Coly *et al.* 2017). De plus, pour être réellement dans un dispositif de test, il faudrait disposer de vrais témoins, ce qui est rarement le cas, l'étude d'impact ciblant presque exclusivement le site impacté (Coly *et al.* 2016). L'étude d'impact environnemental pré-construction a pour but d'évaluer les enjeux écologiques, de prévoir les impacts générés par la construction elle-même et ceux générés au cours de l'exploitation. Si le premier type pose peu de problèmes en termes d'application de la séquence ERC, avec des surfaces d'habitats détruites souvent restreintes par rapport à d'autres types de projets, ainsi que des pertes immédiates facilement quantifiables de milieux souvent agricoles et donc compensables, il en est tout autre pour les impacts post-construction. La phase d'exploitation des éoliennes génère des événements de mortalité diffus et continus dans le temps par collision directe avec les pales du rotor ou barotraumatisme avec l'avifaune et les chiroptères (Barclay *et al.* 2007 ; Kunz *et al.* 2007 ; Baerwald *et al.* 2008 ; Northrup & Wittemyer 2013 ; Erickson *et al.* 2014 ;

O'Shea et al. 2016). Si cet impact est le plus documenté dans la littérature scientifique, il n'en reste pas moins problématique puisque la quantification de la mortalité reste très peu fiable (Voigt et al. 2012 ; Smallwood 2013 ; Péron et al. 2013 ; Loss et al. 2013 ; Lehnert et al. 2014 ; Arnett et al. 2016), et qu'il est actuellement impossible d'en connaître l'effet réel sur les dynamiques de populations (Frick *et al.* 2017), engendrant donc une inapplicabilité de la séquence ERC avec peu de compensation ou le plus souvent hasardeuse (Peste et al. 2015 ; Gasparatos et al. 2017).

Les recommandations EUROBATS préconisent depuis 2008 d'installer les éoliennes à plus de 200 m de toutes lisières arborées, qu'elles soient des haies ou des lisières forestières (Rodrigues *et al.* 2015). Ces recommandations ont vocation à réduire les risques de mortalité, reposant sur des études hors contexte éolien selon lesquelles les lisières arborées concentrent l'activité en chiroptères (Boughey et al. 2011a ; Frey-Ehrenbold et al. 2013 ; Lacoeyulhe et al. 2016), et que cette activité devient anecdotique à partir de 200 m de distance aux lisières (Kelm *et al.* 2014). Actuellement ces mesures, ou leur application, semblent loin d'être efficaces puisque plus l'enjeu écologique détecté dans l'étude pré-construction est fort et plus il est constaté de mortalité en phase d'exploitation (Lintott *et al.* 2016). Ceci signifie que des problèmes se posent dans les étapes d'évitement et de réduction de l'impact. L'impact par mortalité souffre donc de manques de connaissances importants (Arnett *et al.* 2016), qu'il semble difficile d'améliorer dans de brefs délais à l'échelle française, notamment en raison des difficultés à obtenir les études de suivis des impacts ainsi que leur qualité fortement hétérogène, empêchant actuellement toute méta-analyse robuste (Annexe ; Coly et al. 2017).

De rares études démontrent qu'il existe un autre impact des éoliennes, la répulsion sur la faune. Celui-ci est documenté chez les oiseaux que ce soit en termes de déviation des trajectoires de migration (Cabrera-Cruz, Villegas-Patraca & Thompson 2016) ou de diminution du nombre de nidifications ou du succès reproducteur à proximité d'éoliennes

(Shaffer & Buhl 2015 ; Balotari-Chiebao et al. 2016 ; Zwart et al. 2016). Chez les chiroptères trois études démontrent une répulsion des parcs éoliens à l'échelle du paysage (Millon *et al.* 2015), et une répulsion à l'échelle de petites éoliennes (hauteur de nacelle < 25 mètres) (Minderman *et al.* 2012, 2017). Globalement les études focalisées sur cet impact sont peu nombreuses, en particulier chez les chiroptères, où la distance d'impact ainsi que les pertes d'habitats sous-jacentes restent non quantifiées. Cette méconnaissance du phénomène de perte d'attractivité des habitats pour les chiroptères près des éoliennes, a pour conséquence une non prise en compte de ce type d'impact dans les études d'impacts environnementales et les suivis durant l'exploitation, mais également dans l'avis émis par l'autorité environnementale pour l'attribution du permis de construire. Pourtant, bien que n'étant pas une perte directe d'individus, il est largement reconnu que les pertes de fréquentation d'habitat, et donc perte d'habitat disponible pour l'espèce, affectent les dynamiques de populations, la taille de celles-ci étant naturellement corrélée avec la capacité de charge du milieu (Ney-nifle & Mangel 2000 ; Rybicki & Hanski 2013 ; Froidevaux et al. 2017).

Dans ces conditions il apparaît donc urgent d'étudier plus précisément les distances d'impacts des éoliennes sur les espèces et de quantifier avec précision la perte de fréquentation des habitats engendrée. Ces informations sont en effet essentielles pour être en mesure d'une part, de recommander des distances minimales d'implantation par rapport aux lisères arborées et d'autre part, de quantifier les pertes et ainsi être en mesure de dimensionner les mesures compensatoires.

Une telle étude, ne peut reposer que sur un échantillonnage de mesures de l'activité des chiroptères sur un nombre conséquent de sites simultanément à plusieurs distances des éoliennes (article 2 de ce chapitre). J'ai ainsi construit une étude de terrain pour répondre à ces questions tout en incluant au sein du gradient de distance un gradient paysager afin que les résultats puissent être généralisés à un maximum de contextes éoliens. En parallèle de cet

échantillonnage, il a été nécessaire d'élaborer une méthode standardisée de collecte et de traitement de l'information.

La mesure de l'abondance au sens strict chez les chiroptères est difficilement réalisable car actuellement seulement deux grandes méthodes d'étude existent, la capture ou les enregistrements/écoutes acoustiques. La capture nécessite, en plus d'être invasive, d'importants moyens humains pour finalement peu d'efficacité, et reste très difficile à standardiser entre des conditions de milieu différentes. La méthode acoustique quant à elle possède moins de biais, mais du fait de la très forte mobilité des individus au cours d'une nuit (Holzhaidner et al. 2002 ; Davidson-Watts et al. 2006 ; Zeale et al. 2012 ; Dechmann et al. 2014 ; Roeleke et al. 2016), le nombre d'individus ne peut être quantifié avec certitude. Ainsi, c'est l'activité qui est quantifiée comme une métrique fonctionnelle de l'abondance liée à l'attrait pour l'habitat en termes de ressources (Rowse, Harris & Jones 2016). L'activité consiste donc en une interception et l'enregistrement ou l'écoute acoustique des passages de chiroptères, en utilisant des microphones à ultrasons permettant de capter les cris d'écholocation dans un rayon plus ou moins important selon les espèces et leur fréquence et intensité d'émission (Delpont et al. 2002 ; Adams et al. 2012 ; Gasc et al. 2013 ; Newson et al. 2015 ; Jeliaskov et al. 2016). Parmi les méthodes d'enregistrement et/ou quantification acoustique couramment utilisées dans les études, en ce qui concerne les durées courtes (c'est-à-dire quelques minutes en général) les transects et points d'écoute ponctuels sont utilisés et constituent des méthodes dites actives, et en ce qui concerne les durées longues c'est l'enregistrement autonome qui est utilisé constituant une méthode dite passive (généralement au moins plusieurs heures consécutives) (Coly *et al.* 2017). Les suivis acoustiques passifs (passive acoustic monitoring : PAM) pour mesurer la fréquentation des habitats par les chiroptères constituent une approche relativement récente (Newson, Evans & Gillings 2015), avec notamment l'apparition d'enregistreurs autonomes possédant une capacité de stockage.

Cette méthode est largement utilisée dans la quasi-totalité des études d'impacts et de suivis post-construction. Par rapport aux méthodes classiques d'enregistrements de courtes durées, la méthode PAM est particulièrement intéressante car elle permet d'étudier des nuits complètes, l'activité en chiroptères d'une espèce variant fortement au cours d'une nuit, et ce différemment entre espèces (Hayes 1997; Skalak, Sherwin & Brigham 2012). Parmi ses autres avantages, elle permet notamment de mieux détecter les espèces peu communes (Kéry & Schmid 2006), de standardiser les expérimentations par l'usage simultané de plusieurs enregistreurs et possède un coût inférieur aux autres méthodes telles que la capture (MacSwiney, Clarke & Racey 2008). La standardisation rendue possible dans cette méthode permet de réaliser des comparaisons robustes entre les phases pré et post-construction de parcs éoliens, en répliquant les mêmes sites aux mêmes dates et sur des nuits complètes, minimisant ainsi les biais engendrés par les méthodes actives de courtes durées. De plus, la méthode PAM est efficace dans une large gamme de questionnements, que ce soit dans un objectif de suivi des densités de populations (Marques *et al.* 2013), d'étude comportementale (Lynch *et al.* 2013) ou d'étude des processus de changements globaux (Blumstein *et al.* 2011). Un avantage supplémentaire par rapport aux autres méthodes réside dans le type d'information recueillie. Cette méthode permet l'enregistrement de tous les sons de façon non dégradée, sans réel tri si ce n'est les parasites basses fréquences, permettant par la suite d'en faire toutes les utilisations possibles dans divers buts une fois le stockage effectué, et éventuellement de ré-analyser les bandes sonores à l'arrivée de nouvelles technologies telles que l'identification automatique (Bas, Bas & Julien 2017).

La principale limite de la méthode PAM est qu'elle génère une très grande quantité de données qu'il est très chronophage voire impossible de traiter manuellement en totalité (Wimmer *et al.* 2013; Froidevaux *et al.* 2014). A titre d'exemple, l'échantillonnage planifié (207 sites d'enregistrement sur des nuits entières, avec en moyenne 20 échantillons par

tranche de 100 m de distance à l'éolienne tout en tenant compte du contexte paysager) génère potentiellement un très grand volume de données ($n = 212\,347$ séquences de cinq secondes, soit un ordre de grandeur de 2 millions cris d'écholocation). Un tel volume ne peut raisonnablement pas être traité manuellement et nécessite d'avoir recours à des outils de reconnaissance automatique. Ainsi, avant de pouvoir étudier la distance d'impact des éoliennes sur les chiroptères, il a fallu mettre au point une méthodologie permettant d'utiliser un maximum des données récoltées en ne vérifiant manuellement qu'une petite partie d'entre-elles. En effet, la seule possibilité de traiter de grandes quantités d'enregistrements est d'automatiser la détermination pour laquelle il existe aujourd'hui des outils tels que le logiciel TADARIDA (Bas, Bas & Julien 2017). Cependant ces outils génèrent des taux d'erreurs plus ou moins importants selon les recouvrements acoustiques interspécifiques. Par contre, il est possible de tirer profit des indices de confiance associés à chacune des identifications automatiques. J'ai donc proposé une méthode permettant, à partir de vérifications manuelles d'un sous-ensemble de déterminations automatiques, de modéliser le risque d'erreur pour chaque espèce en fonction de l'indice de confiance fourni par le logiciel. A partir de cette modélisation, la question centrale était d'étudier la variation des réponses des différentes espèces à des variables environnementales en fonction de plusieurs risques d'erreurs tolérés dans les données, allant de 50 à 10%, c'est-à-dire différents compromis entre quantité de données et bruit dans les données. Ce développement méthodologique, faisant l'objet de l'article 1 de ce chapitre et résumé dans l'encadré 2, a ensuite permis de définir quel risque d'erreur était à minima requis pour obtenir des résultats statistiques fiables pour l'étude de la réponse des chiroptères à la distance aux éoliennes (article 2). Cette démarche était malgré tout complétée par une vérification, pour les espèces abondantes, de la consistance des résultats avec des risques d'erreurs plus faibles, et donc des bases de données moins conséquentes.

Encadré 2. Principaux résultats de la méthode semi-automatique de prise en compte des erreurs d'identification dans les suivis acoustiques de chiroptères (article 1).

Méthode :

Etape 1. Vérification manuelle de 1811 enregistrements sur les 212 347 au total identifiés automatiquement par le logiciel TADARIDA (Bas, Bas & Julien 2017).

Etape 2. Modélisation de la probabilité de succès de l'identification automatique en fonction de l'indice de confiance de celle-ci, permettant d'obtenir pour chaque espèce l'indice de confiance minimum requis pour obtenir un risque d'erreur donné.

Etape 3. Tri des 212 347 enregistrements en fonction de plusieurs risques d'erreurs (0.5-0.1).

Etape 4. Modèles Linéaires Généralisés réalisés sur les données brutes et pour plusieurs risques d'erreurs tolérés, modélisant la réponse des espèces à différentes variables environnementales d'intérêt pour les chiroptères. Ceci permet d'étudier la variation de la réponse aux variables environnementales en fonction du risque d'erreur choisi.

Résultats :

Diminuer le risque d'erreur conduit à une limitation du nombre de faux positifs, mais poussé à l'extrême, ceci peut conduire à l'élimination de plus de faux négatifs que de faux positifs ayant pour conséquence une perte de puissance statistique et d'effets significatifs (en particulier chez les espèces rares avec peu de données) ;

Respecter à minima un risque d'erreur maximum de 50% est indispensable (inversions d'effets constatées pour certaines espèces sur les données brutes) ;

Abaissier le risque d'erreur maximum à moins de 50% ne change pas les résultats, ou cause tout au plus une perte de significativité par manque de données ;

Tolérer un risque d'erreur de 50% permet d'étudier les espèces rares ;

Pour les espèces ayant suffisamment de données les résultats ne changent pas pour un risque d'erreur minimisé à 10%.

Conclusions :

Cette méthode permet d'objectiver la sélection des données servant aux analyses dans les cas de grandes quantités d'enregistrements non vérifiables manuellement, tout en vérifiant l'absence de biais systématiques dans les erreurs en confirmant les résultats sur des seuils très restrictifs, permettant ainsi d'étudier les espèces peu abondantes.

Article 1

A robust semi-automatic method to account for identification errors in bat acoustic surveys.

Kévin Barré^{1, 2}, Yves Bas^{1, 3}, Isabelle Le Viol^{1, 4}, Jean-François Julien¹, Romain Julliard¹, Christian Kerbiriou^{1, 4}

¹ Muséum national d'Histoire naturelle, Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation, UMR 7204 MNHN-CNRS-UPMC, 61 rue Buffon, 75005 Paris, France

² Agrosolutions, 83 Avenue de la Grande Armée, 75782 Paris, France

³ Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, UMR 5175, CNRS, 1919 route de Mende, 34293 Montpellier, France

⁴ Muséum national d'Histoire naturelle, Station de Biologie Marine, 29900 Concarneau, France

Summary

1. Halt biodiversity loss and the degradation of ecosystem services require large-scale and long-time studies which need to adapted monitoring methods for the understanding of biodiversity changes. Reduced costs of acoustic recorders and their huge increase of storage capacity resulted in an exponential development of Passive Acoustic Monitoring (PAM) of a very wide range of animals in a few years, in particular bats for which PAM constitutes a real efficient and essential tool. PAM of bats lead to collect quickly a very large number of records, making manual identification increasingly time-consuming. To respond to PAM, methods for detecting sound events, extracting numerous features, and automatically identifying species have been developed. However, automatic identification can generate large rate of errors which could affect response of bats to environmental variables and pressures. This study propose a method to account for identification errors in acoustic surveys without fully check records.

2. We proposed to check a representative sample of the outputs of Tadarida automatic identification software to then model identification error risk of 10 species and 2 groups, according to the associated confidence estimate. We then investigated the effect of setting different confidence thresholds under which data should be discarded, by repeating a large-scale analysis of habitat effect on bat species activity, and checking for consistency in the results.

3. Main changes in model outputs occurred from naive (i.e. raw data) to robust analyses (i.e. thresholds of error risk) with in some cases a loss of significance or an estimates inversion. Then, we did not detect major changes between 0.5, 0.4, 0.3, 0.2 and 0.1 maximum error risks tolerance, and response estimates and standard errors were highly stable.

4. We conclude that it was essential to use a minimum confidence threshold, i.e. at least filtering out data with more than 0.5 error risk to minimize false positive rate. The method

proposed allows to check consistence of responses at different maximum error risk tolerances involving various balances between quantity and quality of acoustic data, in order to enough minimize the maximum error risk. Such a method is mainly addressed to response studies but not to cases of exhaustive inventories point-by-point. This study provides new opportunities, starting with a time gain in manual checking in experimental studies and allow to widely generalize large-scale monitoring of bats improving knowledge on so far unknown ecological patterns.

Introduction

Despite some local successes and increasing responses, the rate of biodiversity loss does not appear to be slowing (Butchart et al. 2010), although halting this decline has been recognized as a crucial aim for humanity (Cardinale et al. 2012). In 2010, the 10th Conference of Parties to the Convention on Biological Diversity, adopted a new 2011–2020 global Strategic Plan for Biodiversity, in turn, EU launch a new Biodiversity Strategy (2011/2307). This strategy aims to halt biodiversity loss and the degradation of ecosystem services by 2020, restore ecosystems, and make a contribution to addressing global biodiversity loss. However to reach the target of reducing loss of biodiversity, the efforts undertaken by each country should be assessed, which in turn require large-scale and long-time studies which need to adapted monitoring methods for the understanding of biodiversity changes (Fisher, Frank & Leggett 2010). A significant increase of amount of information available on biodiversity is also needed to evaluate impact of various anthropogenic pressures.

Reduced costs of acoustic recorders and their huge increase of storage capacity resulted in an exponential development of Passive Acoustic Monitoring (PAM) of a very wide range of animals in a few years (Froidevaux et al. 2014; Kalan et al. 2015; Selby et al. 2016). Such approaches were widely used by researchers working for environmental consulting firms or government agencies (Adams et al. 2012) and particularly adapted for survey cryptic taxa such as nocturnal fauna (Delport, Kemp & Ferguson 2002; Newson, Evans & Gillings 2015; Jeliaskov et al. 2016) or monitor pristine habitats difficult to access or survey by other approaches (Gasc et al. 2013). PAM have been mobilized, also, in citizen science programs (Newson et al. 2005), a real efficient and essential tool in implementation of large-scale biodiversity monitoring (Newson, Evans & Gillings 2015). Due to a recent exponential increase in the knowledge of acoustic identification of bat species (Russo & Jones 2002; Obrist, Boesch & Fluckiger 2004; Barataud 2015) have been widely used by bat workers

recently. However, PAM of bats lead to collect quickly a very large number of records, which in turn had involved changes in acoustic identification procedures: before this change, acoustic identifications were mainly performed manually with software allowing visualization of spectrogram. However, manual identification was indeed increasingly time-consuming. With the arrival in market of such new generation of acoustic recorders affordable allowing to record several hours/days straight, such amount of acoustic data could not be deal with manual procedure (Bas, Bas & Julien 2017). To respond to these changes several reliable quantitative methods for detecting sound events, extracting numerous features, and automatically identifying species have been developed (Parsons & Jones 2000; Britzke et al. 2011; Adams et al. 2012; Bas, Bas & Julien 2017). However, automatic identification software has recently been criticised because of significant error rates, suggesting a cautious and limited use (Russo & Voigt 2016; Rydell et al. 2017). Most available software nonetheless provide confidence estimates in the form of probabilities or other numerical indices (Obrist, Boesch & Fluckiger 2004), and their manuals do advocate on using confidence thresholds under which data should be discarded because of error risk, e.g. SonoChiro (Biotope, France; http://www.biotope.fr/sites/biotope.fr/files/documents/manual_sonochiro_eng_v2.pdf) or BatClassify (Chris Scott and John Altringham, U.K.; <https://bitbucket.org/chrisscott/batclassify>). Thus, the correlation between error risk and confidence estimates is an important part of automatic identification performance that was ignored by all previous methodological studies (Rydell et al. 2017). Beside that, the level at which confidence thresholds should be set is unclear to most users, limiting the use of automatic identification in bat ecological studies. A too cautious threshold could indeed lead to high false negative rate whereas a not sufficiently cautious threshold could lead to high false positive rate. Both rates have different statistical implications: false positive could lead to biases due to other species activity while false negatives could lead to lack of power by

discarding too much data. Given the fact that both rates induce different caveats, there is no straightforward way to set confidence thresholds.

In this study, we proposed to check a representative sample of the outputs of Tadarida automatic identification software to then model identification error risk of 10 species and 2 groups, according to the associated confidence estimate (Bas, Bas & Julien 2017). We then investigated the effect of setting different confidence thresholds under which data should be discarded, by first repeating a large-scale analysis of habitat effect on bat species activity, and then checking for consistency in the results.

Materials and methods

Bat survey

In order to test if the error rate in acoustic dataset affect the response of bats to environmental variables, bat activity was sampled through recordings of echolocation calls on 337 points over 29 localities in northwest France (Fig.1) dominated by agriculture (82%) and forest (11%) areas. Recordings were performed during 23 entire nights, from 30 minutes before sunset to 30 minutes after sunrise, from the 7th of September to the 8th of October 2016. Each night only one locality was sampled, simultaneously recording 13 to 15 sites separated by at least 300 m. Standardized echolocation calls were recorded using one bat detector (Wildlife Acoustic SM2Bat+) per site. The detectors automatically recorded all ultrasounds using preconized settings of the French monitoring Vigie-Chiro (Trigger level set to 6 db SNR; see <http://vigienature.mnhn.fr/page/protocole-point-fixe> for further details).

Step 1: semi-automated acoustic identification

We defined a bat activity metric (number of bat passes per night), where one bat pass was defined by a single or several echolocation calls during a 5 second interval which is a good compromise considering the mean duration of all bat species passes (Millon et al. 2015). The

identification process was performed in 2 steps (Fig. 1). In the first step, echolocation calls were detected and classified to the most accurate taxonomic level using the TADARIDA software (Bas, Bas & Julien 2017) which allows to assign a species and a confidence index (between 0 and 1) to each recorded bat pass. In a second step, we randomly performed a double manual checking (KB and YB) of automatic identifications using BatSound© and Syrinx (John Burt, Seattle, WA, USA) software for each 0.1 class of confidence index at 10 species and 2 groups (*Myotis* and *Plecotus spp.*) levels. A maximum of 25 bat passes per class of confidence index for each species and groups were checked, except for *Rhinolophus* species where all passes were checked thanks to the low total number. Groups were constructed because species were difficult to identify from each other, except one species of *Myotis spp.*, *Myotis nattereri*, for which echolocation calls are very characteristics (Obriest, Boesch & Fluckiger 2004; Barataud 2015).

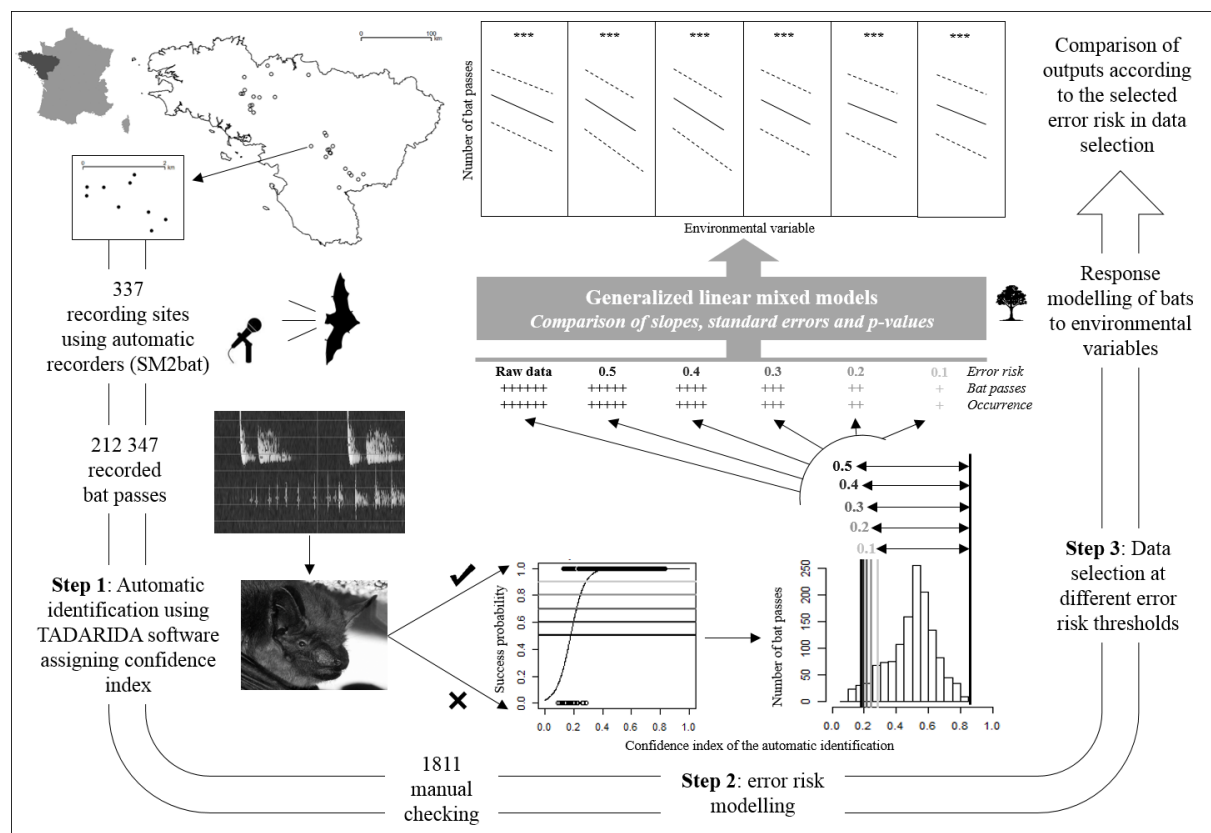


Figure 1. Schematic and chronological representation of steps used to study the potential effect of the error rate in acoustic data on the bat activity response to environmental variables.

Step 2: error risk modelling

From previous manual checking, we performed generalized linear models between the success/fail of automatic species assignation (here the response variable, a binomial variable) and the confidence index of the automatic identification (explanatory variable) (Figs.1 & 2). We selected the probit link which better fitted the binomial distribution of manual checking for all species/groups. This allowed to predict the needed confidence index from the automatic identification process to tolerate a given maximum error risk (Figs.1 & 2; Table 2). Then, we filtered bat dataset on the 5 confidence index thresholds corresponding to predicted maximum error risk: 0.5, 0.4, 0.3, 0.2 and 0.1 (Figs.1, 2 & 3).

Step 3: environmental variables modelling at different error risk thresholds

In order to test if the error rate in acoustic dataset affect the response of bats (estimates, standard errors and p-values) to the 5 environmental variables, we performed one generalized linear mixed model (GLMM, R package lme4) per threshold of error risk probability (0.5, 0.4, 0.3, 0.2 and 0.1) using bat activity (number of bat passes) as response variables. As an indication of how the analysis would perform if no filtering of errors were done, a sixth GLMM was fitted to raw automatic identification data.

We included in each species GLMM the 5 environmental variables as fixed effects, scaling distance and length variables. According to the sampling design (i.e. 13-15 simultaneous recordings on one locality per night), we included the date as random effect to control for inter-night variations in weather conditions and landscape context. We applied a Poisson error or a Negative binomial distribution to GLMMs. We checked there were no multicollinearity problems performing variance inflation factors (VIF) using the corvif function (R package AED; Zuur et al. 2010) on each model. All variables showed a VIF value < 2 , meaning there was no striking evidence of multicollinearity (Chatterjee & Hadi 2006).

The 5 studied environmental variables are known as good predictors of bat activity: hedgerow vs. open area habitat (respectively 61 and 39% of sites; Verboom & Huitema 1997; Lacoëuilhe et al. 2016), the distance in meters to forest (mean= 700; SD=506; Boughey et al. 2011; Frey-Ehrenbold et al. 2013), the distance to urban (mean= 335; SD=170; Azam et al. 2016), the distance to wetland (mean=579; SD=363; Sirami et al. 2013; Santos et al. 2013) and the total length of hedgerows within 1000 m radius (mean=3439; SD=1622; Verboom & Huitema 1997; Lacoëuilhe et al. 2016). This allowed to check the response consistency of bats to environmental variables in data.

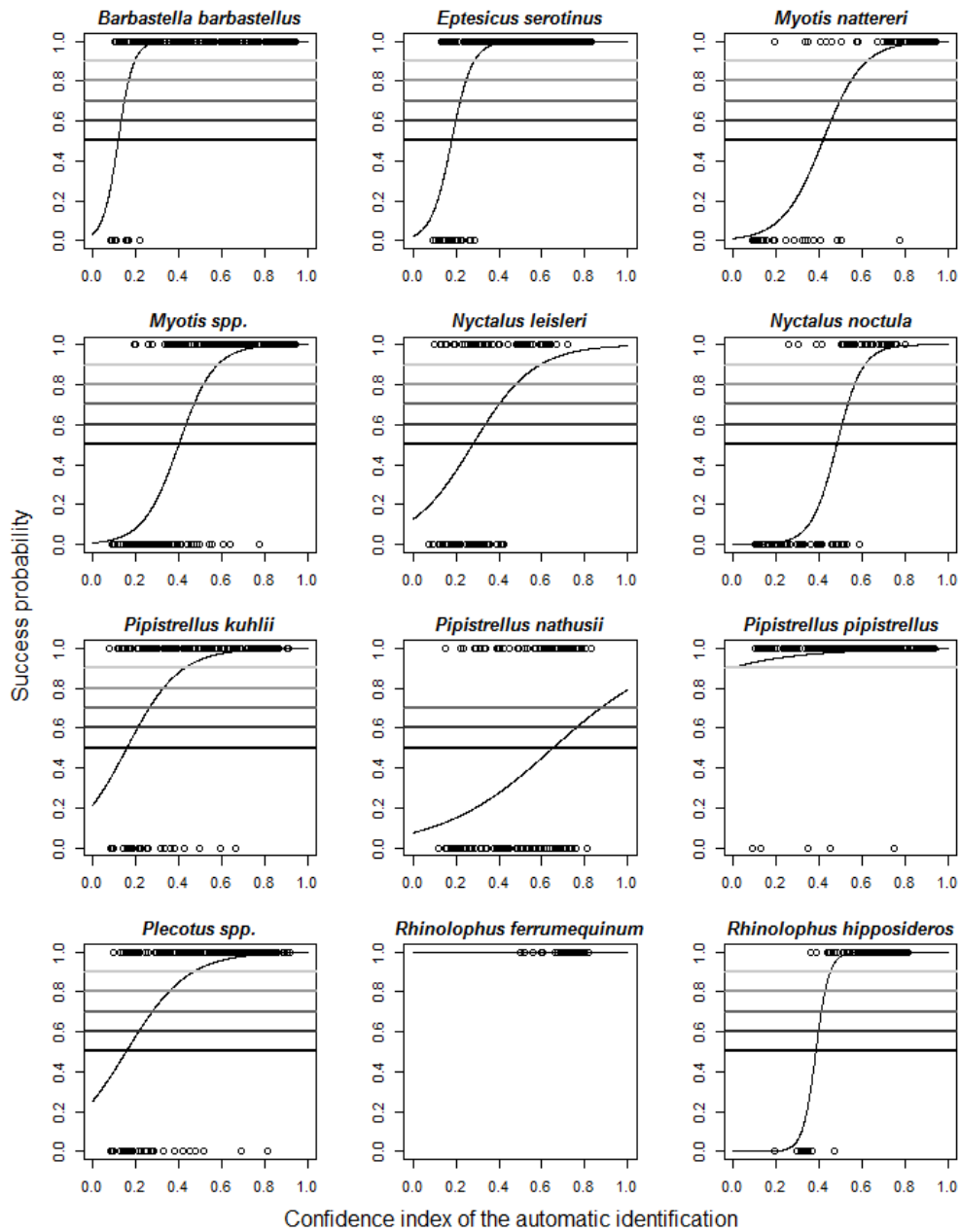


Figure 2. Logistic regressions between the success probability and the confidence index of the automatic identification. The success probability was predicted from manual checking assigning a success or fail of the automatic identification. Horizontal lines show error risk probabilities (from black to grey: 0.5, 0.4, 0.3, 0.2 and 0.1) used as threshold to select data.

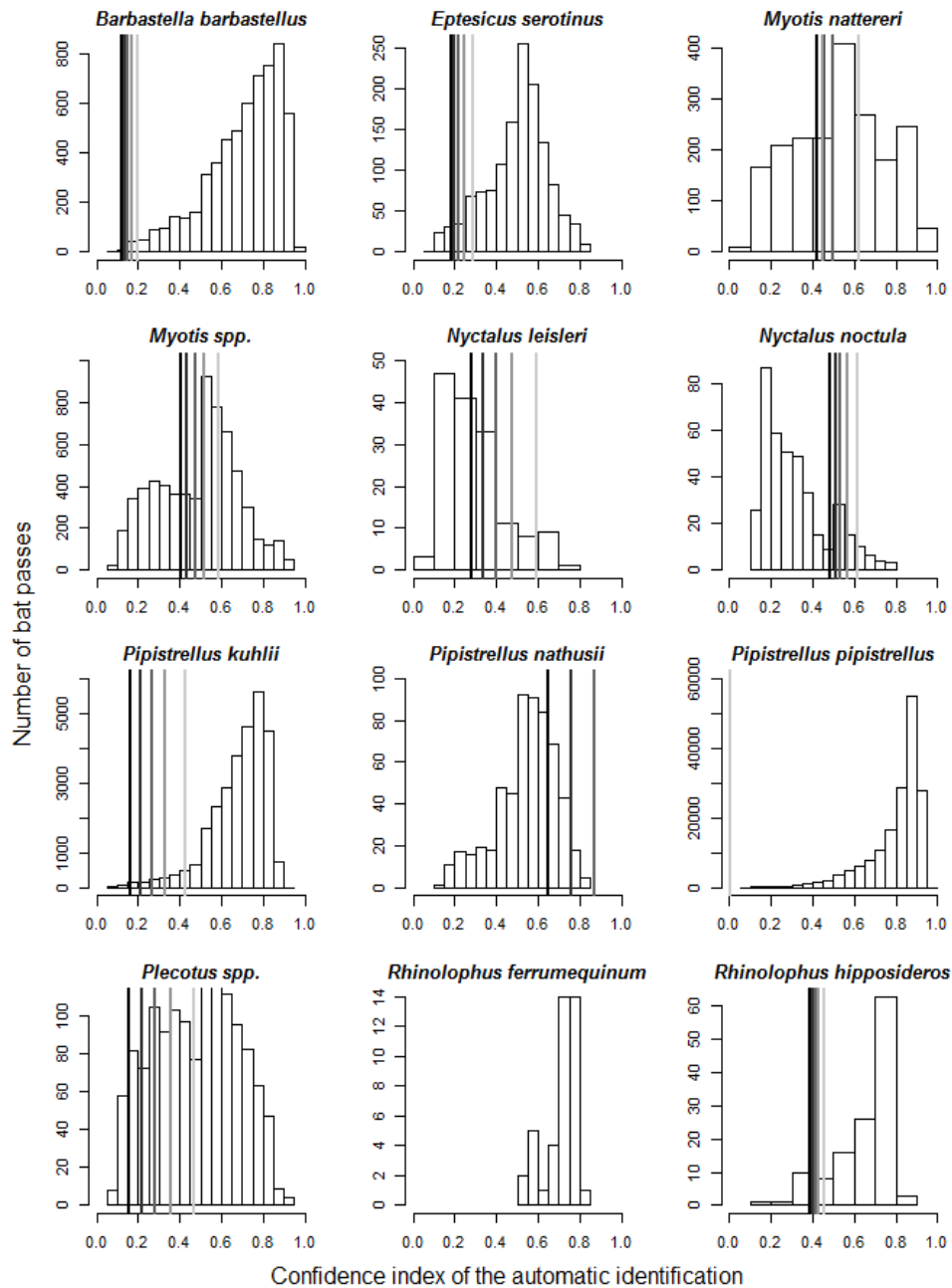


Figure 3. Number of bat passes according to confidence index of the automatic identification. Vertical lines show the threshold at which data were selected in order to minimize error risk probability (from black to grey: 0.5, 0.4, 0.3, 0.2 and 0.1). For *Pipistrellus pipistrellus* errors were too rare to get a prediction of the confidence index for an error risk probability higher than 0.1. For *Pipistrellus nathusii*, the number of passes in high confidence index did not allowed to get error risk probabilities of 0.2 and 0.1, and there were no errors for *Rhinolophus ferrumequinum* preventing error risk modelling.

Results

Semi-automated acoustic identification

Over the 23 complete nights sampled, 212 347 bat passes were recorded with 167 504 (79%) assigned to *Pipistrellus pipistrellus* 28 589 (13%) to *Pipistrellus kuhlii*, 6 430 (3%) to *Myotis spp.* and 5 835 (3%) to *Barbastella barbastellus* (Table 1). A total of 1811 bat passes over all classes of confidence index were checked (Table 1). During the checking process 95 bat passes were excluded due to very poor quality preventing manual identification. False positive error rates varied a lot between species, from 0.0% for *Rhinolophus ferrumequinum* to 62.3% for *Pipistrellus nathusii* (Table 1). The most of errors detected in manual checking concerned *Nyctalus noctula* with *P. pipistrellus*, *P. nathusii* with *P. kuhlii* and *P. pipistrellus* (Table S1).

Error risk modelling

Successes and errors noted in manual checking were modelled in relation to confidence index of automatic identification, allowing to predict confidence indices corresponding to a given maximum error risk tolerance (Fig. 2). Confidence thresholds corresponding did not vary much for some species such as *B. barbastellus* (0.12-0.20), *Eptesicus serotinus* (0.18-0.29) and *Rhinolophus hipposideros* (0.39-0.45), and more for others, e.g. *Nyctalus leislerii* (0.28-0.59), *P. kuhlii* (0.17-0.45) and *Plecotus spp.* (0.19-0.47) (Table 2). In addition, the needed confidence index to limit error risks were relatively low for *B. barbastellus* (0.12-20), *E. serotinus* (0.18-0.29), *P. kuhlii* (0.17-0.45), *Plecotus spp.* (0.19-0.47) and higher for *Pipistrellus nathusii* (0.65-0.76), *N. noctula* (0.48-0.61) and *Myotis spp.* (0.40-0.58) (Table 2). Cut off dataset at high confidence indices led to important losses of bat passes contained in lower confidence indices, as well as for occurrences (Table 2). This is the case for some species such as the *Myotis spp.* group for which select data having a maximum error risk of 0.5 led to a loss of bat passes (33.3%) and occurrence (6%), respectively 47.8 and 19% of losses from a maximum error risk of 0.5 to 0.1 (Table 2). Among losses of bat passes caused

by such cut-off, there may be false positive but also high false negative rates. For instance, cut off dataset at a maximum error risk tolerance of 0.1 compared to 0.5, led to 76% of false negative lost (i.e. correct data) for the *Plecotus spp.* group. Predicted confidence threshold corresponding to a maximum error risk tolerance of 0.1 were null (i.e. raw data) for *Rhinolophus ferrumequinum* because we did not detected any error in manual checking, and 0.001 for *P. pipistrellus*, thanks to very low number of errors (Table 1). None of the bat passes identified as *P. nathusii* were predicted to have an error risk lower than 0.3 because of a very high false positive rate due to the commoner *P. kuhlii*. Thus, only 0.4 and 0.5 threshold were used for *P. nathusii*. For all other species, it was however possible to select a part of the data satisfying the lowest tolerance to maximum error risk (0.1).

Error risk influence on bat response to environmental variables

Main changes in model outputs occurred from naive (i.e. raw data) to robust analyses (i.e. thresholds of error risk) with a loss of significance, for the open areas vs. hedgerows variable for *E. serotinus* and *N. leislerii*, the distance to forest for *Myotis spp.* and *N. leislerii*, the length of hedgerows for *N. leislerii* and *N. noctula* and the distance to urban for *N. noctula* (Table 3; Fig. S1). In addition, an estimates inversion of the open areas vs. hedgerows variable occurred for *N. noctula* and *P. nathusii* (Table 3). In all other cases, no major changes were noted either for significant or no significant variables (Table 3).

Then, we did not detect major changes between 0.5, 0.4, 0.3, 0.2 and 0.1 maximum error risks tolerance, and response estimates and standard errors were highly stable (Table 3; Figs. S1, S2 & S3). In only two cases, we detected a loss of significance for *N. noctula* from 0.2 maximum error risk tolerance for the distance to forest variable (Table 3; Fig. S3), as well as for *Plecotus spp.* from 0.1 for the distance to urban variable while remaining close to the significance (Table 3; Fig. S2). However, concerning these species, the open areas vs. hedgerows variable remains significant and highly stable at all thresholds (Table 3).

All species had at least one significant habitat variable response over thresholds of maximum error risks tolerance. Hedgerows had significant higher number of bat passes than open areas for 7 species/groups (*B. barbastellus*, *Myotis nattereri*, *Myotis spp.*, *P. kuhlii*, *P. pipistrellus*, *Plecotus spp.* and *R. hipposideros*) and significant lower for 2 species/groups (*N. noctula* and *P. nathusii*) (Table 3; Fig. S1). We also found significant negative relationship between the number of bat passes and the distance to urban for 2 species/groups (*E. serotinus* and *Plecotus spp.*; Table 3; Fig. S2), as well as a significant negative relationship with the distance to forest for 2 species (*N. noctula* and *R. ferrumequinum*; Table 3; Fig. S3), and a significant positive effect of wetlands and the length of hedgerows on *R. ferrumequinum* (Table 3).

Table 1. Total bat passes by confidence index classes from the automatic identification, number of bat passes manually double checked and errors noted.

Species	Confidence index classes of the automatic identification									
	0-0.1	0.1-0.2	0.2-0.3	0.3-0.4	0.4-0.5	0.5-0.6	0.6-0.7	0.7-0.8	0.8-0.9	0.9-1
<i>Barbastella barbastellus</i>										
Total passes	3	52	144	242	297	671	940	1312	1596	578
Checked passes	2	25	25	25	25	24	25	25	25	25
Errors	2	6	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eptesicus serotinus</i>										
Total passes	1	55	102	149	268	461	218	79	10	0
Checked passes	1	25	25	25	25	25	25	24	10	/
Errors	1	13	7	0	0	0	0	0	0	/
<i>Myotis nattereri</i>										
Total passes	9	166	211	223	225	411	269	180	247	47
Checked passes	5	13	3	6	5	5	2	10	23	25
Errors	5	12	3	4	2	1	0	1	0	0
<i>Myotis spp.</i>										
Total passes	20	534	815	770	701	1708	1132	445	258	47
Checked passes	14	25	25	25	21	25	25	25	25	25
Errors	14	14	6	5	4	0	0	0	0	0
<i>Nyctalus leisleri</i>										
Total passes	3	47	41	33	11	8	9	1	0	0
Checked passes	3	22	25	25	11	8	9	1	/	/
Errors	2	13	14	13	4	0	0	0	/	/
<i>Nyctalus noctula</i>										
Total passes	0	113	110	82	24	43	15	7	1	0
Checked passes	/	16	15	13	10	25	15	7	1	/
Errors	/	16	14	11	9	7	0	0	/	/
<i>Pipistrellus kuhlii</i>										
Total passes	12	223	401	667	1142	4026	6654	10222	5240	2
Checked passes	10	25	25	25	23	25	25	25	25	2
Errors	9	10	8	4	2	1	1	0	0	0
<i>Pipistrellus nathusii</i>										
Total passes	0	12	33	37	93	183	153	61	5	0
Checked passes	/	11	21	18	18	23	25	25	5	/
Errors	/	10	16	13	12	15	15	9	1	/
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>										
Total passes	2	303	760	1636	3298	8311	14221	27205	83744	28024
Checked passes	1	25	25	24	24	25	25	24	25	25
Errors	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0
<i>Plecotus spp.</i>										
Total passes	8	139	176	194	174	250	206	145	56	4
Checked passes	7	25	25	25	25	25	25	25	25	4
Errors	4	14	7	2	1	1	0	0	0	0
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>										
Total passes	0	0	0	0	0	7	5	28	1	0
Checked passes	/	/	/	/	/	7	5	28	1	/
Errors	/	/	/	/	/	0	0	0	0	/
<i>Rhinolophus hipposideros</i>										
Total passes	0	1	1	10	8	16	26	62	4	0
Checked passes	/	1	1	10	8	16	26	62	4	/
Errors	/	1	1	7	1	0	0	0	0	/

Table 2. Predicted confidence index of the automatic identification, number of bat passes and occurrences (presence rate over sites) corresponding to error risk probability used for data selection. NA values show error risk probabilities for which it was not possible to predict low risks in automatic identification, due to very low number in manual checking (see Table 1).

Species	Error risk probability					
	Raw data	0.5	0.4	0.3	0.2	0.1
<i>Barbastella barbastellus</i>						
Confidence index	/	0.12	0.13	0.15	0.17	0.20
No. of bat passes	5835	5828	5824	5822	5809	5787
Occurrences	0.67	0.67	0.67	0.67	0.67	0.67
<i>Eptesicus serotinus</i>						
Confidence index	/	0.18	0.20	0.22	0.25	0.29
No. of bat passes	1343	1299	1287	1273	1255	1205
Occurrences	0.36	0.33	0.33	0.32	0.31	0.30
<i>Myotis nattereri</i>						
Confidence index	/	0.42	0.46	0.50	0.55	0.62
No. of bat passes	1986	1347	1250	1169	948	675
Occurrences	0.67	0.54	0.52	0.49	0.44	0.36
<i>Myotis spp.</i>						
Confidence index	/	0.40	0.44	0.47	0.52	0.58
No. of bat passes	6428	4290	4052	3791	3400	2240
Occurrences	0.77	0.71	0.68	0.65	0.62	0.52
<i>Nyctalus leislerii</i>						
Confidence index	/	0.28	0.34	0.40	0.42	0.59
No. of bat passes	153	71	45	29	25	11
Occurrences	0.20	0.13	0.10	0.07	0.06	0.03
<i>Nyctalus noctula</i>						
Confidence index	/	0.48	0.51	0.53	0.57	0.61
No. of bat passes	395	68	61	49	31	22
Occurrences	0.21	0.09	0.08	0.07	0.05	0.04
<i>Pipistrellus kuhlii</i>						
Confidence index	/	0.16	0.21	0.26	0.33	0.43
No. of bat passes	28588	28456	28305	28077	27737	26854
Occurrences	0.87	0.87	0.86	0.86	0.85	0.85
<i>Pipistrellus nathusii</i>						
Confidence index	/	0.65	0.76	NA	NA	NA
No. of bat passes	577	135	18	0	0	0
Occurrences	0.39	0.15	0.03	0.00	0.00	0.00
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>						
Confidence index	/	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
No. of bat passes	167503	167503	167503	167503	167503	167502
Occurrences	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93	0.93
<i>Plecotus spp.</i>						
Confidence index	/	0.16	0.22	0.28	0.36	0.47
No. of bat passes	1352	1228	1161	1042	911	721
Occurrences	0.60	0.58	0.58	0.57	0.53	0.51
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>						
Confidence index	/	0.00	0.00	0.00	0.00	0.00
No. of bat passes	41	41	41	41	41	41
Occurrences	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04	0.04
<i>Rhinolophus hipposideros</i>						
Confidence index	/	0.39	0.40	0.41	0.43	0.45
No. of bat passes	128	117	116	116	116	113
Occurrences	0.11	0.10	0.10	0.10	0.10	0.10

Table 3. Species response to environmental variables (estimates, standard errors and p-values)

according to the error risk probability (*** P < 0.001, ** P < 0.01, * P < 0.05, . P < 0.1).

Species	Environmental variables	Error risk probability					
		Raw data	0.5	0.4	0.3	0.2	0.1
<i>Barbastella barbastellus</i>	Open areas vs. hedg.	-2.93±0.24 ***	-2.91±0.23 ***	-2.93±0.24 ***	-2.93±0.24 ***	-2.93±0.24 ***	-2.94±0.24 ***
	Dist. to forest	0.07±0.13	0.09±0.13	0.08±0.13	0.08±0.13	0.08±0.13	0.08±0.13
	Dist. to wetland	-0.05±0.12	-0.05±0.12	-0.05±0.12	-0.05±0.12	-0.05±0.12	-0.05±0.12
	Dist. to urban	0.02±0.10	0.01±0.10	0.02±0.10	0.02±0.10	0.02±0.10	0.02±0.10
	Length of hedgerows	0.17±0.13	0.17±0.12	0.17±0.13	0.17±0.13	0.17±0.13	0.17±0.13
<i>Eptesicus serotinus</i>	Open areas vs. hedg.	-0.74±0.37 *	-0.60±0.40	-0.62±0.40	-0.63±0.40	-0.60±0.41	-0.52±0.42
	Dist. to forest	-0.06±0.23	-0.15±0.24	-0.14±0.25	-0.15±0.25	-0.14±0.25	-0.12±0.26
	Dist. to wetland	0.08±0.19	0.12±0.20	0.13±0.20	0.12±0.21	0.12±0.21	0.08±0.21
	Dist. to urban	-0.69±0.19 ***	-0.79±0.21 ***	-0.78±0.21 ***	-0.77±0.21 ***	-0.76±0.21 ***	-0.76±0.22 ***
	Length of hedgerows	0.18±0.23	0.19±0.25	0.20±0.25	0.20±0.25	0.19±0.25	0.16±0.26
<i>Myotis nattereri</i>	Open areas vs. hedg.	-1.29±0.21 ***	-1.20±0.25 ***	-1.16±0.26 ***	-1.10±0.27 ***	-1.11±0.29 ***	-1.08±0.33 ***
	Dist. to forest	0.16±0.13	0.20±0.14	0.11±0.15	0.08±0.16	0.07±0.17	0.03±0.18
	Dist. to wetland	0.16±0.11	0.24±0.13 .	0.20±0.14	0.20±0.14	0.19±0.15	0.15±0.17
	Dist. to urban	0.08±0.11	0.18±0.13	0.15±0.13	0.13±0.14	0.16±0.15	0.23±0.16
	Length of hedgerows	0.18±0.13	0.27±0.15 .	0.30±0.16 .	0.33±0.17 .	0.34±0.18 .	0.34±0.19 .
<i>Myotis spp.</i>	Open areas vs. hedg.s	-1.77±0.19 ***	-1.64±0.20 ***	-1.75±0.21 ***	-1.77±0.22 ***	-1.83±0.23 ***	-1.87±0.27 ***
	Dist. to forest	0.24±0.12 *	0.21±0.13	0.21±0.13	0.19±0.14	0.19±0.14	0.18±0.16
	Dist. to wetland	0.09±0.11	0.08±0.11	0.11±0.12	0.10±0.12	0.13±0.13	0.13±0.14
	Dist. to urban	-0.07±0.09	-0.09±0.10	-0.03±0.11	-0.01±0.11	0.01±0.11	0.08±0.13
	Length of hedgerows	0.13±0.12	0.20±0.13	0.23±0.14 .	0.24±0.14 .	0.29±0.15 .	0.32±0.16 .
<i>Nyctalus leisleri</i>	Open areas vs. hedg.	-0.86±0.22 ***	-0.41±0.29	-0.33±0.34	0.29±0.39	0.55±0.42	0.92±0.66
	Dist. to forest	0.34±0.12 **	0.21±0.16	0.14±0.21	0.10±0.25	0.13±0.26	0.42±0.37
	Dist. to wetland	0.07±0.10	-0.09±0.15	-0.04±0.19	-0.14±0.26	-0.22±0.28	-0.37±0.46
	Dist. to urban	-0.11±0.10	-0.19±0.15	-0.11±0.18	0.10±0.22	0.22±0.24	0.41±0.36
	Length of hedgerows	0.35±0.12 **	0.25±0.17	0.18±0.20	0.28±0.25	0.31±0.27	0.15±0.42
<i>Nyctalus noctula</i>	Open areas vs. hedg.	-0.31±0.16 ***	1.27±0.28 ***	1.42±0.30 ***	1.62±0.36 ***	1.51±0.43 ***	1.27±0.50 *
	Dist. to forest	-0.55±0.11 ***	-0.68±0.21 ***	-0.66±0.22 **	-0.62±0.26 *	-0.27±0.31	-0.14±0.35
	Dist. to wetland	-0.07±0.06	-0.06±0.17	0.01±0.18	0.15±0.21	0.31±0.27	0.34±0.34
	Dist. to urban	0.26±0.07 ***	-0.05±0.17	-0.06±0.18	-0.09±0.21	-0.09±0.24	-0.03±0.29
	Length of hedgerows	0.32±0.08 ***	0.30±0.20	0.40±0.21 .	0.45±0.25 .	0.25±0.31	-0.05±0.37
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	Open areas vs. hedg.	-2.18±0.26 ***	-2.08±0.26 ***	-2.18±0.27 ***	-2.18±0.27 ***	-2.18±0.27 ***	-2.17±0.27 ***
	Dist. to forest	0.07±0.13	0.08±0.14	0.07±0.14	0.07±0.14	0.07±0.14	0.08±0.14
	Dist. to wetland	0.24±0.13 .	0.23±0.13 .	0.25±0.13 .	0.24±0.13 .	0.25±0.13 .	0.25±0.13 .
	Dist. to urban	0.08±0.13	0.06±0.13	0.08±0.13	0.08±0.13	0.09±0.13	0.09±0.13
	Length of hedgerows	0.06±0.16	0.07±0.15	0.06±0.16	0.06±0.16	0.06±0.16	0.06±0.16
<i>Pipistrellus nathusii</i>	Open areas vs. hedg.	-0.49±0.24 *	0.68±0.32 *	2.39±0.83 **	/	/	/
	Dist. to forest	0.10±0.16	0.26±0.21	0.79±0.48	/	/	/
	Dist. to wetland	0.06±0.13	0.07±0.18	0.52±0.43	/	/	/
	Dist. to urban	-0.06±0.13	-0.03±0.19	-0.04±0.46	/	/	/
	Length of hedgerows	0.09±0.16	0.29±0.21	0.68±0.55	/	/	/
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	Open areas vs. hedg.	-2.99±0.19 ***	-2.99±0.19 ***	-2.99±0.19 ***	-2.99±0.19 ***	-2.99±0.19 ***	-2.93±0.19 ***
	Dist. to forest	0.11±0.13	0.11±0.13	0.11±0.13	0.11±0.13	0.11±0.13	0.10±0.14
	Dist. to wetland	0.04±0.11	0.04±0.11	0.04±0.11	0.04±0.11	0.04±0.11	0.04±0.11
	Dist. to urban	-0.13±0.10	-0.13±0.10	-0.13±0.10	-0.13±0.10	-0.13±0.10	-0.10±0.10
	Length of hedgerows	0.34±0.13**	0.34±0.13**	0.34±0.13**	0.34±0.13**	0.34±0.13**	0.36±0.13 **
<i>Plecotus spp.</i>	Open areas vs. hedg.	-1.00±0.19 ***	-0.89±0.19 ***	-0.97±0.19 ***	-0.92±0.19 ***	-0.87±0.20 ***	-0.81±0.20 ***
	Dist. to forest	0.08±0.12	0.14±0.12	0.10±0.12	0.09±0.12	0.08±0.13	0.03±0.13
	Dist. to wetland	-0.17±0.11	-0.13±0.11	-0.15±0.11	-0.15±0.11	-0.18±0.12	-0.21±0.12
	Dist. to urban	-0.25±0.10 *	-0.25±0.10 *	-0.26±0.10 **	-0.25±0.10 *	-0.23±0.10 *	-0.17±0.10 .
	Length of hedgerows	0.09±0.14	0.07±0.12	0.09±0.12	0.09±0.12	0.11±0.13	0.15±0.13
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	Open areas vs. hedg.	0.23±0.99	0.23±0.99	0.23±0.99	0.23±0.99	0.23±0.99	0.23±0.99
	Dist. to forest	0.74±0.25 **	0.74±0.25 **	0.74±0.25 **	0.74±0.25 **	0.74±0.25 **	0.74±0.25 **
	Dist. to wetland	-1.22±0.29 ***	-1.22±0.29 ***	-1.22±0.29 ***	-1.22±0.29 ***	-1.22±0.29 ***	-1.22±0.29 ***
	Dist. to urban	-0.21±0.26	-0.21±0.26	-0.21±0.26	-0.21±0.26	-0.21±0.26	-0.21±0.26
	Length of hedgerows	0.84±0.30 **	0.84±0.30 **	0.84±0.30 **	0.84±0.30 **	0.84±0.30 **	0.84±0.30 **
<i>Rhinolophus hipposideros</i>	Open areas vs. hedg.	-3.18±0.74 ***	-3.01±0.72 ***	-3.01±0.73 ***	-3.01±0.73 ***	-3.01±0.73 ***	-2.98±0.73 ***
	Dist. to forest	0.09±0.30	-0.47±0.36	-0.50±0.36	-0.49±0.36	-0.49±0.36	-0.51±0.36
	Dist. to wetland	-0.34±0.26	-0.46±0.26 .	-0.50±0.28 .	-0.50±0.28 .	-0.50±0.28 .	-0.47±0.28 .
	Dist. to urban	-0.17±0.26	-0.17±0.26	-0.13±0.27	-0.13±0.27	-0.13±0.27	-0.14±0.27
	Length of hedgerows	0.02±0.31	0.05±0.31	0.06±0.31	0.06±0.31	0.06±0.31	0.07±0.31

Discussion

This study demonstrates that automatic acoustic identification of bats coupled to partial manual checking and error rate modelling (i.e. semi-automatic identification; Newson et al. 2015), is a key tool for knowledge improvements and the conservation of bats. Robust activity patterns could indeed be demonstrated even in cases where error rates were until now considered too high (Rydell et al. 2017). This new and robust framework takes advantage of confidence estimates provided by automatic identification softwares, controlling error rate tolerance and checking for potential biases induced by identification errors.

Using confidence thresholds

To investigate the effect of automatic identification errors on activity patterns, we studied response of bat activity to several environmental variables known to impact bats. Most of the significant responses were, as expected, consistent with known patterns: open areas and hedgerows (Verboom & Huitema 1997; Lacoëuilhe et al. 2016), forest (Boughey et al. 2011; Frey-Ehrenbold et al. 2013), urban (Mckinney 2005; Jung & Threlfall 2016) and wetlands (Sirami, Steve & Cumming 2013; Santos et al. 2013).

The comparison between bats response to environmental variables based on raw data and based on maximum error rates tolerance showed however some discrepancies, with sometimes opposed significant responses, such as the effect of open areas vs. hedgerows variable on *P. nathusii*. This demonstrates that analyses conduct on raw automatic identification data could be severely biased and that filtering out data with high error risk is essential, in accordance with concerns expressed by Russo & Voigt (2016), and thus it is indispensable to use a semi-automatic process (Newson et al. 2015).

Quite logically these biases due to false positives seem to impact mostly uncommon species which are acoustically close to commoner ones. Here the most impacted species is *P. nathusii* which suffer high false positive rate due to the local abundance of *P. kuhlii* and *P. pipistrellus*.

Consequently, an analysis conducted on raw automatic identification data for this species seems to be completely driven by the response of the two other *Pipistrelles*.

However, we also shown that 10 of the 13 significant activity responses at 0.5 maximum error rate tolerance were very consistent and significant while reducing error tolerance to 0.1 showed very consistent results. Among the three exceptions, two responses did not change much in magnitude but lost significance: distance to forest for *N. noctula* and distance to urban for *Plecotus spp.* These two response were relatively weak compared to open vs. hedgerow responses, thus this discrepancy among error tolerance thresholds is more likely due to a lack of statistical power for low error tolerance than any source of bias for higher error tolerance. This shows that using a cautious threshold minimising false positives may prevent to detect subtle patterns.

The last exception concern *P. nathusii* for which no analysis could be conducted for low error tolerance because all bat passes suffered relatively high error risk due to commoner *Pipistrellus* species (see above). However, the fact that *P. nathusii* response to hedgerow response were opposite to the two other species plead for a genuine pattern rather than a biased one, but this response should be more cautiously interpreted than other species response that were consistent with varying error tolerances.

Survey recommendations and limitations

This method allows to account for errors in automatic identification in studies the response or occurrence of bats in relation to environmental variables, anthropic pressures or temporal monitoring.

The maximum error rate tolerance of 0.5 is a threshold containing the minimum error rate, with an equilibrate balance between false negatives and false positives. However, false positives are more likely to produce biases because their rate is strongly driven by the activity pattern of other species. In contrast, the maximum error rate tolerance of 0.1 minimise false

positive rate, but at the cost of discarding a lot of false negative. Rather than looking for a possible optimal thresholds, our results suggest to systematically check consistence of responses considering at least two thresholds (0.5 and 0.1), in order to check the robustness of the obtained results and go to conclusive interpretation only when these are consistent.

In case of no consistence, i.e. strong changes of estimates, this reveal biases linked to errors needed corrections in experimental design or the use of results from the safest maximum error risk tolerance. Also, in some cases a too low maximum error rate tolerated can generate a loss of significance due to high rate of false negative and low occurrences, for which it could be helpful to use a less restrictive threshold, or perform more complicated models at low maximum error risk tolerance such as zero-inflate or truncated models (Zuur et al. 2009).

A lack of consistency is particularly expected for uncommon species which are acoustically close to commoner ones such as *P. nathusii* here. For these species, either systematic manual checking or important improvement of automatic identification is needed to conduct robust analyses, however our framework of error risk modelling is already sufficient to effectively identify these problematic species and should prevent automatic identification users to draw non robust conclusions.

This method can be applied to any ecological studies with standardized sampling but, of course, cannot help for surveys where no error could be tolerated, e.g. inventories, species distribution modelling or impact assessment studies (Russo & Voigt 2016). However, in that case, automatic identification indicate what bat passes to manually check in order to identify species presence at small or point scale, selecting passes having best confidence indices and thus saving time to the user.

Conclusions and perspectives

Despite concerns emitted by Rydell et al. (2017) about global error rates in automatic identification restricting their use, this study shows that it is possible to account for these

errors by using provided confidence index of identification reliability in order to model the error risk. This allowed to check consistence of responses at different maximum error risk tolerances involving a trade-off between quantity and quality of acoustic data.

This process, named semi-automatic identification (Newson et al. 2015), is a key tool for knowledge improvements and the conservation of bats. Such a method indeed allows to use bat acoustic data containing false positive passes, checking potential influence of error rates on the response of bat activity to various factors such as environmental variables, anthropic pressures or temporal monitoring. A crucial advantage is that manually checking a relatively small sample of bat passes ($< 1\%$) is sufficient to assess analysis robustness regarding error rates, though checking all data is very time-consuming and virtually impossible for such a large dataset.

Thus, this study provides new opportunities, starting with a time gain in manual checking in experimental studies. This also allows to widely generalize large-scale monitoring of bats improving knowledge on so far unknown ecological patterns (Newson et al. 2015). Current context with the recent development of citizen science programs is particularly favourable to the deployment of such large-scale acoustic monitoring, and could make it possible to study very important concerns such as population trends (Jeliazkov et al. 2016), thus having an important implication for conservation of bats.

References

- Adams, A.M., Jantzen, M.K., Hamilton, R.M. & Fenton, M.B. (2012) Do you hear what I hear? Implications of detector selection for acoustic monitoring of bats. *Methods in Ecology and Evolution*, 3, 992–998.
- Azam, C., Le Viol, I., Julien, J.F., Bas, Y. & Kerbiriou, C. (2016) Disentangling the relative effect of light pollution, impervious surfaces and intensive agriculture on bat activity with a national-scale monitoring program. *Landscape Ecology*, 31, 2471–2483.
- Barataud, M. (2015) *Ecologie Acoustique Des Chiroptères d'Europe, Identification Des Espèces, Étude de Leurs Habitats et Comportements de Chasse*, Biotope Ed.
- Bas, Y., Bas, D. & Julien, J. (2017) Tadarida : A Toolbox for Animal Detection on Acoustic Recordings. *Journal of open research software*, 5, 1–8.
- Boughhey, K.L., Lake, I.R., Haysom, K. a. & Dolman, P.M. (2011) Effects of landscape-scale broadleaved woodland configuration and extent on roost location for six bat species across the UK. *Biological Conservation*, 144, 2300–2310.
- Britzke, E.R., Duchamp, J.E., Murray, K.L., Swihart, R.K. & Robbins, L.W. (2011) Acoustic identification of bats in the eastern United States: A comparison of parametric and nonparametric methods. *Journal of Wildlife Management*, 75, 660–667.
- Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J.P.W., Almond, 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., Kapos, 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., Stanwell-Smith, 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.
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., A.Wardle, D., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S. & Naeem, S. (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 489, 326–326.
- Chatterjee, S. & Hadi, A.S. (2006) *Regression Analysis by Example*, 5th ed. John Wiley & Sons, Inc.
- Delpont, W., Kemp, A.C. & Ferguson, J.W.H. (2002) Vocal identification of individual African Wood Owls *Strix woodfordii*: A technique to monitor long-term adult turnover and residency. *Ibis*, 144, 30–39.

- Fisher, J.A.D., Frank, K.T. & Leggett, W.C. (2010) Dynamic macroecology on ecological time-scales. *Global Ecology and Biogeography*, 19, 1–15.
- Frey-Ehrenbold, A., Bontadina, F., Arlettaz, R. & Obrist, M.K. (2013) Landscape connectivity, habitat structure and activity of bat guilds in farmland-dominated matrices. *Journal of Applied Ecology*, 50, 252–261.
- Froidevaux, J.S.P., Zellweger, F., Bollmann, K. & Obrist, M.K. (2014) Optimizing passive acoustic sampling of bats in forests. *Ecology and Evolution*, 4, 4690–4700.
- Gasc, A., Sueur, J., Pavoine, S., Pellens, R. & Grandcolas, P. (2013) Biodiversity Sampling Using a Global Acoustic Approach: Contrasting Sites with Microendemics in New Caledonia. *PLoS ONE*, 8.
- Jeliazkov, A., Bas, Y., Kerbiriou, C., Julien, J.F., Penone, C. & Le Viol, I. (2016) Large-scale semi-automated acoustic monitoring allows to detect temporal decline of bush-crickets. *Global Ecology and Conservation*, 6, 208–218.
- Jung, K. & Threlfall, C. (2016) Urbanization and its effect on bats: a global meta-analysis. In: Kingston T, Voigt C (eds) *Bats in the anthropocene: conservation of bats in a changing world.*, Springer, pp. 13–33.
- Kalan, A.K., Mundry, R., Wagner, O.J.J., Heinicke, S., Boesch, C. & Köhl, H.S. (2015) Towards the automated detection and occupancy estimation of primates using passive acoustic monitoring. *Ecological Indicators*, 54, 217–226.
- Lacoeuilhe, A., Machon, N., Julien, J.F. & Kerbiriou, C. (2016) Effects of hedgerows on bats and bush crickets at different spatial scales. *Acta Oecologica*, 71, 61–72.
- Mckinney, M.L. (2005) Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, 127, 247–260.
- Millon, L., Julien, J.-F., Julliard, R. & Kerbiriou, C. (2015) Bat activity in intensively farmed landscapes with wind turbines and offset measures. *Ecological Engineering*, 75, 250–257.
- Newson, S.E., Evans, H.E. & Gillings, S. (2015) A novel citizen science approach for large-scale standardised monitoring of bat activity and distribution, evaluated in eastern England. *Biological Conservation*, 191, 38–49.
- Newson, S.E., Woodburn, R.J.W., Noble, D.G., Baillie, S.R. & Gregory, R.D. (2005) Evaluating the Breeding Bird Survey for producing national population size and density estimates. *Bird Study*, 52, 42–54.
- Obrist, M.K., Boesch, R. & Fluckiger, P.F. (2004) Variability in echolocation call design of 26 Swiss bat species: consequences, limits and options for automated field identification with a synergetic pattern recognition approach. *Mammalia*, 68, 307–322.

- Parsons, S. & Jones, G. (2000) Acoustic identification of twelve species of echolocating bat by discriminant function analysis and artificial neural networks. *The Journal of experimental biology*, 203, 2641–2656.
- Russo, D. & Jones, G. (2002) Identification of twenty-two bat species (Mammalia: Chiroptera) from Italy by analysis of time-expanded recordings of echolocation calls. *Journal of Zoology*, 258, S0952836902001231.
- Russo, D. & Voigt, C.C. (2016) The use of automated identification of bat echolocation calls in acoustic monitoring: A cautionary note for a sound analysis. *Ecological Indicators*, 66, 598–602.
- Rydell, J., Nyman, S., Eklöf, J., Jones, G. & Russo, D. (2017) Testing the performances of automated identification of bat echolocation calls: A request for prudence. *Ecological Indicators*, 78, 416–420.
- Santos, H., Rodrigues, L., Jones, G. & Rebelo, H. (2013) Using species distribution modelling to predict bat fatality risk at wind farms. *Biological Conservation*, 157, 178–186.
- Selby, T.H., Hart, K.M., Fujisaki, I., Smith, B.J., Pollock, C.J., Hillis-Starr, Z., Lundgren, I. & Oli, M.K. (2016) Can you hear me now? Range-testing a submerged passive acoustic receiver array in a Caribbean coral reef habitat. *Ecology and Evolution*, 6, 4823–4835.
- Sirami, C., Steve, D. & Cumming, G.S. (2013) Artificial wetlands and surrounding habitats provide important foraging habitat for bats in agricultural landscapes in the Western Cape , South Africa. *Biological Conservation*, 164, 30–38.
- Verboom, B. & Huitema, H. (1997a) The importance of linear landscape elements for the pipistrelle *Pipistrellus pipistrellus* and the serotine bat *Eptesicus serotinus*. *Landscape Ecology*, 12, 117–125.
- Verboom, B. & Huitema, H. (1997b) The importance of linear landscape elements for the pipistrelle *Pipistrellus pipistrellus* and the serotine bat *Eptesicus serotinus*. *Landscape Ecology*, 12, 117–125.
- Zuur, A., Ieno, E. & Elphick, C. (2010) A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1, 3–14.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N., Saveliev, A.A. & Smith, G.M. (2009) *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*.

Annexes

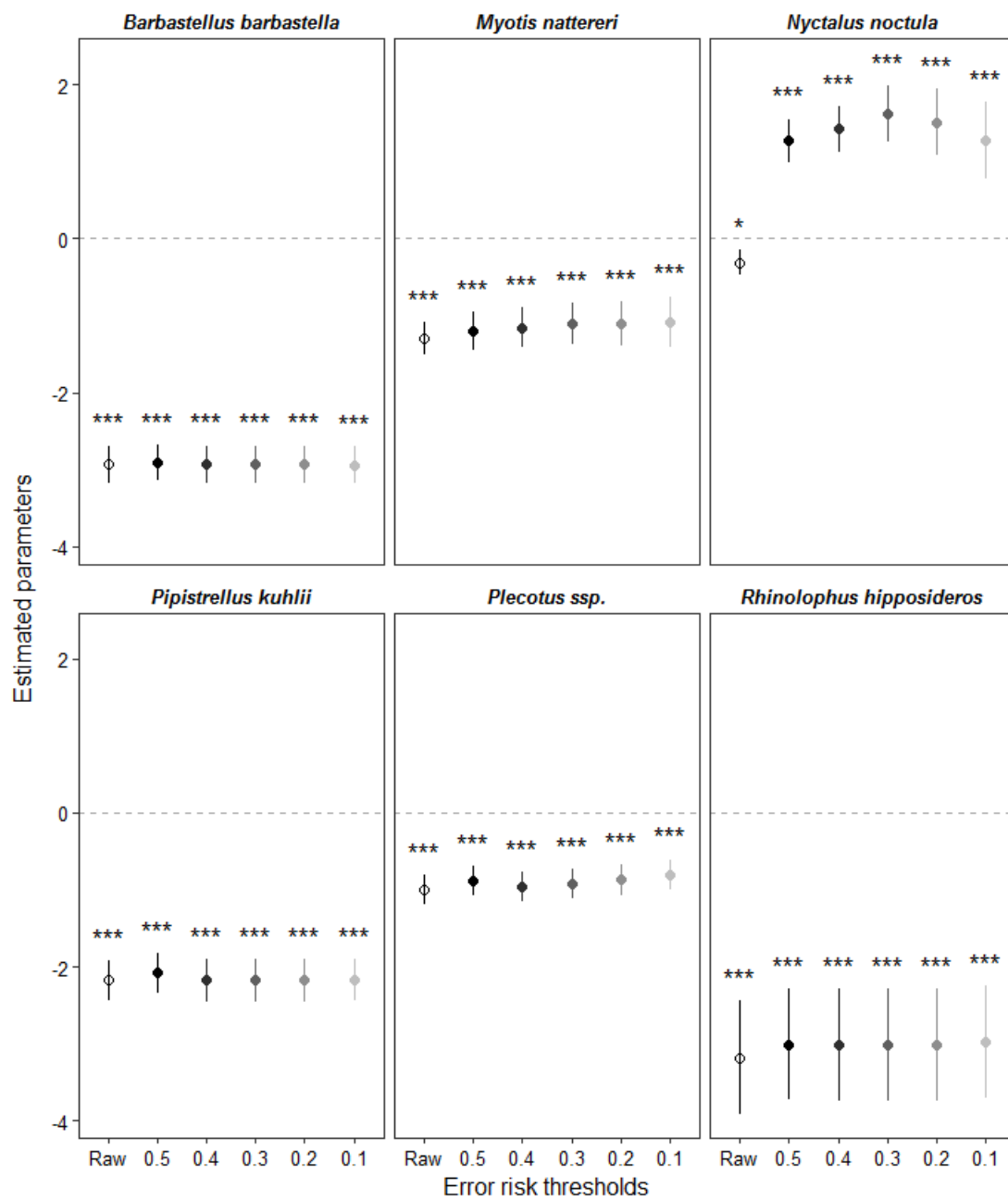


Figure S1. Estimated parameters, standard errors and p-values of the open area vs. hedgerows variable obtained from models performed on dataset filtered by different error risk probabilities in automatic identification (empty circle: raw data; filled circles from black to grey: 0.5, 0.4, 0.3, 0.2 and 0.1).

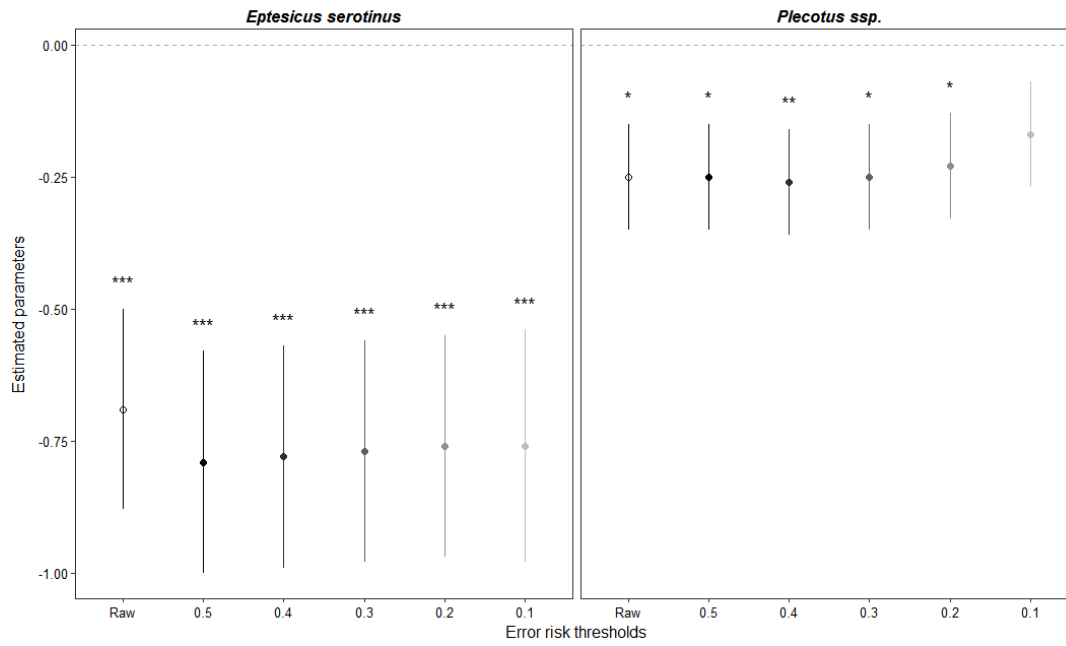


Figure S2. Estimated parameters, standard errors and p-values of the distance to urban variable obtained from models performed on dataset filtered by different error risk probabilities in automatic identification (empty circle: raw data; filled circles from black to grey: 0.5, 0.4, 0.3, 0.2 and 0.1).

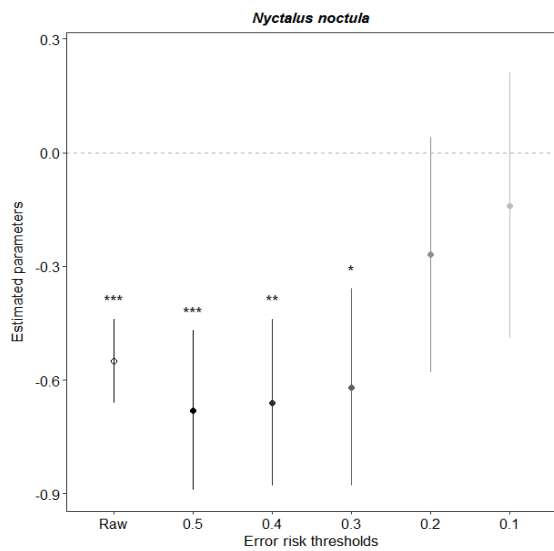


Figure S3. Estimated parameters, standard errors and p-values of the distance to forest variable obtained from models performed on dataset filtered by different error risk probabilities in automatic identification (empty circle: raw data; filled circles from black to grey: 0.5, 0.4, 0.3, 0.2 and 0.1).

Table S1. Species composition of detected errors in automatic identification from manual checking (Barbar: *Barbastella barbastellus*; Eptser: *Eptesicus serotinus*; Myosp: *Myotis spp.*; Nyclei: *Nyctalus leisleri*; Nycnoc: *Nyctalus noctula*; Pipkuh: *Pipistrellus kuhlii*; Pipnat: *Pipistrellus nathusii*; Pippip: *Pipistrellus pipistrellus*; Plesp: *Plecotus spp.*; Rhifer: *Rhinolophus ferrumequinum*; Rhihip: *Rhinolophus hipposideros*).

Automatically identified species	Species composition of detected errors in automatic identification											
	Barbar	Eptser	Myosp	Nyclei	Nycnoc	Pipkuh	Pipnat	Pippip	Plesp	Rhifer	Rhihip	non-bat
Barbar	/	/	1	/	/	/	/	/	/	/	/	8
Eptser	1	/	2	/	/	7	/	/	2	/	/	9
Myosp	7	2	/	/	/	8	/	8	2	/	/	16
Nyclei	/	2	/	/	1	2	/	3	3	/	/	35
Nycnoc	/	/	/	1	/	/	/	19	/	/	/	37
Pipkuh	6	3	4	/	/	/	2	6	/	/	/	14
Pipnat	/	/	/	/	/	63	/	19	/	/	/	9
Pippip	/	/	/	/	/	/	1	/	/	/	/	4
Plespp	9	4	1	/	/	2	/	5	/	/	/	8
Rhifer	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Rhihip	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	10

Étude des pertes de fréquentation d'habitats engendrées par les éoliennes sur les chiroptères

La méthodologie proposée dans l'article 1 permet donc de mobiliser des jeux de données conséquents en optimisant l'effort dédié à la validation manuelle des identifications.

J'ai ensuite utilisé cette méthode pour traiter une grande quantité de données issue d'une expérimentation de terrain que j'ai menée dans le nord-ouest de la France. Cette expérimentation avait pour but d'étudier l'impact des éoliennes sur la fréquentation des habitats par les chiroptères, jusqu'ici largement méconnu comme expliqué en introduction de ce chapitre. J'ai donc réalisé un plan d'échantillonnage consistant à enregistrer autour d'un même parc éolien, l'activité en chiroptères sur des nuits complètes sur 9 sites indépendants par nuit (en moyenne) positionnés à 9 distances différentes de l'éolienne la plus proche. Pour minimiser les biais liés à l'habitat j'ai uniquement focalisé l'expérimentation sur les haies, élément particulièrement structurant et attractif dans le paysage pour les chiroptères (Boughey et al. 2011b ; Frey-Ehrenbold et al. 2013 ; Millon et al. 2015 ; Lacoëuilhe et al. 2016). J'ai échantillonné un gradient continu de distances des sites d'enregistrements aux éoliennes allant de 0 à 1000 m. Ceci a permis d'étudier, dans l'article 2, la distance d'impact des éoliennes sur l'activité enregistrée, et de quantifier la perte de fréquentation engendrée pour un grand nombre d'espèces, dont les principaux résultats sont résumés dans l'encadré 3.

Encadré 3. Principaux résultats de l'impact des éoliennes sur la fréquentation des habitats par les chiroptères (article 2).

Effet significativement négatif de la proximité d'éoliennes sur l'activité de 3 espèces (Barbastelle d'Europe, Noctule de Leisler et Pipistrelle commune), 2 groupes d'espèces (murins et oreillards) et 2 guildes (espèces à vol rapide et espèces glaneuses) ;

Relation quadratique seulement trouvée pour la Noctule de Leisler (optimum d'activité à 636 m de l'éolienne): pas d'optimum pour les autres espèces/groupes, signifiant que le retour à une activité normale n'est pas détecté (activité croissante et linéaire avec l'augmentation de la distance à l'éolienne) et que l'effet négatif se prolonge probablement à plus de 1000 m ;

Certaines espèces significativement impactées ne sont pas connues comme sensibles par mortalité et donc jusqu'ici peu considérées dans les études réglementaires, comme les espèces glaneuses, les murins et oreillard, ou encore la Barbastelle d'Europe inscrite à l'Annexe II de la Directive Habitats ;

La recommandation européenne d'implantation des éoliennes à plus de 200 m de toutes lisères arborées publiée en 2008 par EUROBATS est fortement insuffisante, et à la fois loin d'être appliquée sur le terrain puisque 89% des éoliennes de la région étudiée ne la respectent pas ;

Une implantation actuelle des éoliennes et une répulsion des parcs sur les chiroptères qui engendrent de grandes pertes de fréquentation d'habitat (53.8% de perte d'activité dans un rayon de 1000 m autour des éoliennes étudiées pour les espèces glaneuses, menant à une perte estimée et aujourd'hui non compensée de 2400 km de haies pour les chiroptères à l'échelle des régions Bretagne et Pays de la Loire).

Article 2

Impact of wind turbines on bat activity: an omitted long-distance concern leading to high loss of habitat use.

Kévin Barré^{1, 2}, Yves Bas^{1, 3}, Isabelle Le Viol¹, Romain Julliard¹, Christian Kerbiriou¹

¹ Muséum national d'Histoire naturelle, Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation, UMR 7204 MNHN-CNRS-UPMC, 61 rue Buffon, 75005 Paris, France

² Agrosolutions, 83 Avenue de la Grande Armée, 75782 Paris, France

³ Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, UMR 5175, CNRS, 1919 route de Mende, 34293 Montpellier, France

Mailing addresses: ileviol@mnhn.fr; julliard@mnhn.fr; ybas@mnhn.fr; kerbiriou@mnhn.fr

Corresponding author: Kévin Barré - kevin.barre@edu.mnhn.fr

Running head: Impact of wind turbines on bat activity

Key words: acoustic monitoring, avoidance, chiroptera, habitat loss, hedgerows, planning, revulsion, wind energy

Abstract

1. Wind energy is rapidly growing as a renewable energy but is not environmentally neutral for wildlife, especially bats. Whereas several studies have focused on bat mortality through collision with wind turbines, none has quantified the loss of habitat use resulting from the potential negative impact of wind farms. Habitat, and particularly foraging habitat, is nevertheless a key element for population conservation and the establishment of such infrastructure, which modifies environmental conditions, may durably affect the foraging behaviour of such species. We quantified the impact of wind turbines at different distances on the activity of 11 bat taxa (8 species and 3 species groups).

2. We recorded and compared using GLMMs, bat activity at hedgerows (207 sites) located at a distance of 0-1000 m from wind turbines (151) of 29 wind farms in an agricultural region in autumn (overall 193 980 bat passes). We then placed our results into perspective with the European recommendations about distances of turbine installation from hedgerows (at least 200 m from any wooded edge) and their implementation in the field, by measuring the current distances of wind turbines (n=909) to hedgerows in the whole study region.

3. We found a significant linear negative effect of proximity to turbines on bat activity for 3 species (*Barbastella barbastellus*, *Nyctalus leisleri*, *Pipistrellus pipistrellus*) and 2 species-groups (*Myotis spp.*, *Plecotus spp.*) and the 2 studied guilds (fast-flying and gleaner). In this context, the current establishment of wind turbines results in a high decrease in activity 1000 m around the 151 turbines studied, of 53.8% and 19.6% for gleaner and fast-flying guilds, respectively.

4. Synthesis and applications. Our study highlighted the fact that the 200 m distance threshold of European recommendations to limit wind turbine impact on bats is likely strongly underestimated concerning bat activity. The current situation is particularly worrying with 89% of 909 turbines in the region which do not comply with European recommendations

which moreover appear themselves far from sufficient to limit wind turbine impact on habitat use by bats.

Introduction

Wind energy has rapidly grown as a renewable energy source over the last 10 years and has multiplied by 6.6 (Global wind energy council 2016). As a result of the 2015 United Climate Change Conference (COP 21) at Paris, reinforcing the development of renewable energy, signed by 195 countries, this trend is expected to continue and wind energy occupies an important place. The main wind farms are implemented in intensive agricultural areas to avoid urban areas and habitats of conservation concern like forests.

Despite being renewable, wind energy is not environmentally neutral with respect to wildlife. Besides birds, a large number of studies have shown that wind farms have adverse effects on bats through mortality events from collisions (Arnett et al. 2016), and may threaten population viability (Frick et al. 2017). Whereas many studies have focused on bat mortality through collision with wind turbines, none has quantified activity loss resulting from the potential impact on habitat use around wind farms. Habitat availability, notably foraging habitat, is nevertheless recognized as a major driver of population dynamics for most taxa (Ney-nifle & Mangel 2000; Rybicki & Hanski 2013; Froidevaux et al. 2017) and the establishment of such infrastructure, by modifying environmental conditions, may affect durably the habitat use of such long-lived species. Moreover, agricultural landscapes are widely used by bats as foraging areas (Wickramasinghe et al. 2004; Boyles et al. 2011). Indeed, some widespread habitats in agricultural areas are known to be essential for bats, such as wetlands (Sirami, Steve & Cumming 2013) and hedgerows (Lacoeuilhe et al. 2016), structuring the landscape used by bats (Boughey et al. 2011a; Frey-Ehrenbold et al. 2013).

To our knowledge, only 3 studies have dealt with the impact of wind turbines on the attractiveness of foraging habitat. Firstly, Millon et al. (2014) showed, at the landscape scale in open fields, a significantly lower bat activity within agricultural fields under 100 m hub height wind turbines than away from any turbines. Then, at a more local scale, by studying bat

activity at 100 m distance intervals between 0 and 500 m from small wind turbines (between 6 and 25 m in hub height), Minderman et al. (2012, 2017) found a significant reduction of activity for *Pipistrellus pipistrellus* up to 400 m from the turbines. Thus, concerning the standard turbines (> 55 m in hub height), there has been no accurate assessment of wind turbine impact on foraging habitat attractiveness. One of the great issues for wind farm setting-up is the implementation distance from wooded edges, including hedgerows, in order to reduce the mortality risk. Indeed, hedgerows in agricultural landscapes concentrate most of the activity for the majority of bat species, which becomes very low at more than 200 m from hedgerows in open areas (Kelm et al. 2014). Consequently, guidelines of the Agreement on the Conservation of Populations of European Bats (UNEP/EUROBATS) recommend since 2008 that turbines should not be installed closer than 200 m from any types of wooded edges (forests and hedgerows) due to the high risk of fatalities (Rodrigues et al. 2015). However, these recommendations only consider the avoidance of collision and are based on the observation of reduced activity with increased distances to wooded edges. Reduction of activity on habitats close to turbines as well as the threshold distance of this impact are not considered in recommendations.

In this context, there is an urgent need for a more specific approach to assess the potential decrease of bat activity close to wind turbines, in order to quantify the loss of habitat use according to the distance from turbines. Due to the importance of habitat, notably foraging habitat, for population dynamics and bat conservation (Rodrigues et al. 2015), this possible underestimated impact of wind turbines on bats could constitute an important concern, potentially as significant in terms of population dynamics as direct mortality from wind turbines. Indeed, negative impacts on activity correspond to a net loss of habitat use around turbines, which is currently not quantified as surface areas and lengths of linear structure loss for bats. Thanks to its relatively easy quantification through the development of new acoustic

technology, such an approach assessing loss of bat activity due to the establishment of new structures could also be helpful to define equivalence in the context of avoidance and offset measures (Millon et al. 2015). This obviously implies being able to assess species-specific loss of activity according to the distance to wind turbines.

We assessed the impact of wind turbines on the activity of bats (8 species and 3 species groups) in a habitat of well recognized importance for the species. We designed a study on the variation of bat activity as a function of the distance to wind turbines focusing on activity recorded on hedgerows. We then accurately quantified bat activity between 0 and 1000 m from wind turbines (n=151) of 29 wind farms. Such a design allowed us to evaluate the current loss of activity that can be attributed to the existing implementation of wind turbines in the studied regions, in order to assess how the European recommendations are so far applied, and the underlying loss of habitat use.

Methods

Study area

Data were collected at 29 wind farms for a total of 151 turbines across two regions in northwest France (Figure 1), representing 16.6% of the 909 installed turbines in these regions. All wind farms were constituted of 3 to 11 turbines (mean 5.2) of 84 m (SD 12) in hub height. For each farm, all turbines had the same height. The installed wind energy capacity in the studied regions was 12141 MW, representing 13.8% of the national installed capacity and covering in these regions 5.1% of the electricity needed (RTE 2017). The study regions are dominated by agricultural areas (82.2%) whose arable and grass lands represent 48 and 34.2%, respectively. Urban areas, mainly characterized by villages and small cities, only represent 6.1%, and forests and wetlands cover 10.6 and 1.1%, respectively.

The precise location (geographical coordinates) and establishment date of the studied 909 wind turbines was known thanks to the French environmental authority's information.

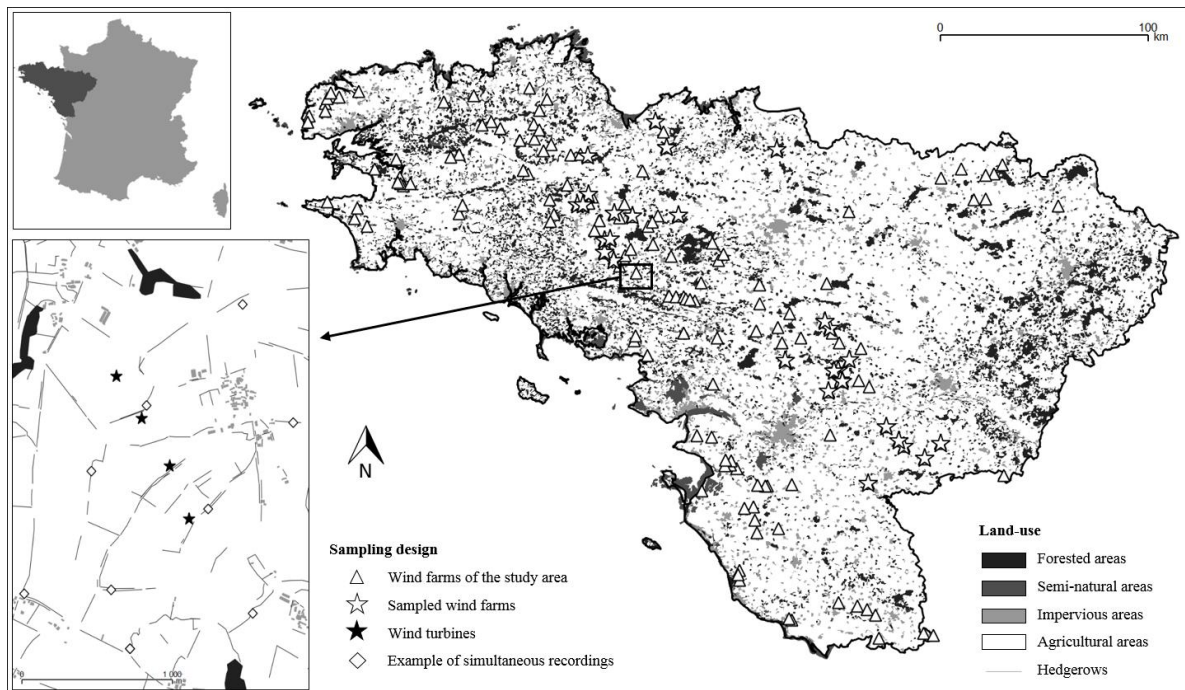


Figure 1. Map of the land use, total and studied wind turbines in the study region, showing an example of sampling with simultaneous recordings of bat activity over one night.

Sampling design and bat data

We studied bat activity at hedgerows along a uniform gradient distance of 0 to 1000 m from the nearest wind turbine (Figure 2), through recordings of echolocation calls on 207 sites distributed around the 151 wind turbines of the 29 farms studied in operation. We sampled one block of 5-13 sites (average = 9) per night covering the gradient of distances between turbine and hedgerows available in the landscape studied. These blocks corresponded mostly to single wind farms, sometimes two when they were very close (Table S1.1). All simultaneously sampled sites were separated by at least 300 m.

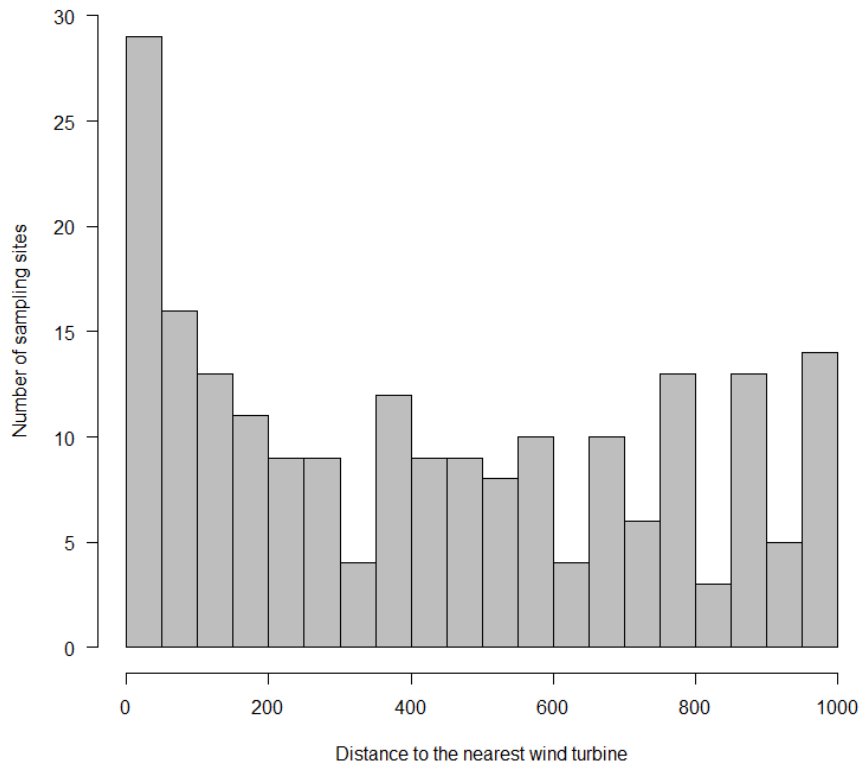


Figure 2. Number of sampled sites across distances between 0 and 1000 meters from the nearest wind turbine.

Recordings were carried out over 23 nights from 7th of September to 8th of October 2016 during the bat migration period (Voigt et al. 2015, 2016). Recordings were performed, during the entire night, from 30 minutes before sunset to 30 minutes after sunrise. Standardized echolocation calls were recorded using one SM2BAT detector per site. The detectors automatically recorded all ultrasounds which were 6 dB over background noise, ensuring a large detection range.

Since it is impossible to determine the number of individual bats from their echolocation calls, we calculated a bat activity metric (bat passes), calculated as the number of contacts per night per species. Thus, a bat pass was defined as a single echolocation call or several calls during a 5 second interval. This interval is considered as a good compromise according to bat pass duration among species (Millon et al. 2015). In a first step, echolocation calls were detected

and classified to the most accurate taxonomic level using the software TADARIDA (Bas, Bas & Julien 2017) which allowed us to assign a confidence index to each classification of a call. In a second step, we performed a manual validation of automatic identification. A sample of 1811 bat passes of 10 species and 2 groups were randomly and double checked manually by KB and YB using BatSound© software. A mean of 18 (SD=10) bat passes per class of confidence index for each species and group were checked, except for *Rhinolophus* species where all passes were checked due to the low total number (Table S1.2). Based on these manual checking results, we performed for each species or group a logistic regression between the success/failure of automatic species assignation (binomial response variable) and the confidence index of the automatic identification (explanatory variable). This allowed us to predict the needed confidence index from the automatic identification process to tolerate a given maximum error risk (Figure S1). Then, we filtered the bat dataset on 5 confidence index thresholds corresponding to a predicted maximum error risk between 0.5 and 0.1 (Table S1.3), in order to perform analyses on different thresholds of maximum error risk tolerance and check the consistency of results.

Three groups (*Pipistrellus kuhlii/nathussi*, *Plecotus spp.* and *Myotis spp.*) were constructed because species within these groups were difficult to identify from each other, except one species of *Myotis spp.*, *Myotis nattereri*, for which echolocation calls are most often characteristic (Siemers & Schnitzler 2000; Obrist, Boesch & Fluckiger 2004; Barataud 2015). We also constructed 2 functional groups, the fast-flying species guild containing *Barbastellus*, *Pipistrellus*, *Eptesicus* and *Nyctalus* genera known to fly along edges and in nearby open environments, and the gleaner species guild containing *Plecotus* and *Rhinolophus* genera as well as *Myotis nattereri* known to fly in cluttered environments (Schnitzler & Kalko 2001). We did not include *Myotis spp.* in the gleaner species guild, due to the diversity of flight

behaviours (not always in cluttered environments) of remaining undetermined species (Schnitzler & Kalko 2001; Schaub & Schnitzler 2007).

Environmental covariates

We selected 7 environmental covariates (the distance to wetlands, forests and urban areas; proportion of arable land, grassland and forest; and length of hedgerows) known as good predictors of bat activity for the species studied (Boughey et al. 2011; Lacoëuilhe et al. 2016) and which showed enough variability (Table 1). The proportion or length of these environmental covariates was calculated within a 250, 500, 750 and 1000 m radius around sampling sites in order to select the best scale using Akaike Information Criteria (AIC) in statistical analyses. Landscape data were provided by the National Institute of Geography (from BD TOPO for data on forests and urban areas, from BD Carthage for wetland data, from BD ORTHO for manual digitization of hedgerows and from Graphical Parcel Register (RPG) for arable and grass land data (www.ign.fr); distances, lengths and proportions were calculated using ArcGIS 10.0).

The precise location of wind turbines also allowed us to calculate for each turbine the current distance to the nearest wooded edge (forest or hedgerow) in order to describe the current situation with respect to 2008 EUROBATS recommendations.

Table 1. Metrics (mean, standard deviation, minimum and maximum) of the raw (not scaled) environmental covariates used in the modelling procedure, according to the buffer size considered for proportion variables.

Landscape variables	Nearest element	Buffer (250 m)	Buffer (500 m)	Buffer (750 m)	Buffer (1000 m)	Range (min-max)
<i>Land cover</i>						
Length of hedgerows (m)	/	1032.0 $\pm$ 523.6	3619.0 $\pm$ 1641.5	7797.0 $\pm$ 3158.3	13750.0 $\pm$ 5135.7	84.3-29798.0
Arable land (%)	/	52.9 $\pm$ 28.0	50.4 $\pm$ 20.8	47.7 $\pm$ 16.8	46.5 $\pm$ 14.8	0.0-99.1
Grass land (%)	/	34.6 $\pm$ 27.9	33.8 $\pm$ 20.9	33.9 $\pm$ 18.1	33.3 $\pm$ 16.5	0.0-97.6
Forest (%)	/	1.3 $\pm$ 3.8	2.1 $\pm$ 4.1	2.9 $\pm$ 4.5	3.3 $\pm$ 4.6	0.0-26.1
<i>Distances</i>						
Dist. to wind turbine (m)	436.4 $\pm$ 318.1	/	/	/	/	8.1-1004.0
Dist. to forest (m)	737.2 $\pm$ 520.5	/	/	/	/	53.7-2700.0
Dist. to urban (m)	302.3 $\pm$ 165.8	/	/	/	/	6.7-960.4
Dist. to wetland (m)	548.2 $\pm$ 367.1	/	/	/	/	1.6-1644.0

Statistical analysis

We assessed whether bat activity of species or groups recorded at hedgerows differed according to the distance to the nearest wind turbine using Generalized Linear Mixed Model (GLMM, R package lme4). According to the nature of the response variable (i.e. number of bat passes) and potential over-dispersion, we chose the best error distribution among Poisson, or negative binomial distribution (Zuur et al. 2009).

We included in models as fixed effects the distance to the nearest wind turbine and the 7 scaled environmental covariates. We performed interactions between the distance to the nearest wind turbine variable and land cover variables (arable land, grass land and forest proportions, and length of hedgerows), in order to assess the landscape dependence of the wind turbine effects. According to the sampling design (i.e. simultaneous recordings of bat activity along a continuous distance to the nearest wind turbine the same night), we included in the models the date as a discrete random effect to control for inter-night variations. Since only one wind farm was sampled per date, rarely two when they were very close, it was not possible to perform models containing, as fixed effects, the farm characteristics such as height

and number of turbines, confounded in the random effect. In addition, these characteristics had a low variability (see study area section). For the fast-flying and gleaner species models, we added as a second random effect the species composing the guild, in order to take into account abundance variations among species.

Models were performed on data selected at confidence indices corresponding to a 0.5 maximum error risk tolerance under which data were discarded. This allowed us to conserve a maximum number of bat passes and species occurrences in models (Table S1.3). Results were also confirmed at the higher restrictive threshold of confidence indices minimizing the maximum error risk tolerance (0.1) for a majority of species for which data (number of bat passes and occurrences) at such a threshold were sufficient.

Full models were constructed by checking correlations between environmental covariates and the distance to the nearest wind turbine, and between environmental covariates (Table S2.1). We detected a correlation between arable and grass land covariates ($r > 0.7$), therefore they were not simultaneously included in the modelling procedure using the dredge function (R package MuMIn). The non-linear effect of the distance to the nearest wind turbine was checked by visual inspection of the plot from generalized additive mixed models (GAMM, R package mgcv). We detected a quadratic relation for *N. leislerii* and *Nyctalus noctula* (Figure S2.1), we therefore took this into account in full GLMMs for these species by adding a quadratic distance variable.

We checked that no multicollinearity problems occurred, by performing variance-inflation factors (VIF) using the corvif function (R package AED; Zuur, Ieno & Elphick 2010) on each full model. All variables showed a VIF value < 2 , meaning there was no striking evidence of multicollinearity (Chatterjee & Hadi 2006). We also checked the non-spatial autocorrelation on residuals of each best model using dnearneigh and sp.correlogram functions associated with the Moran's I method by visual inspection and significance tests (R package spatial,

Moran, 1950). We did not detect any problem from the overdispersion ratio on full and best models (< 1.28 ; Table S2.2). Models were validated by visual examination of residual plots. Since some species had low occurrences which may cause statistical problems, we confirmed results of the distance to wind turbine variable by confronting models with and without covariates.

We generated from full models a set of candidate models containing all possible variable combinations ranked by corrected AIC (AICc) using the dredge function. For each set of candidate models, we performed multi-model inference averaging on a delta AICc < 2 using the model.avg function to obtain an averaged regression coefficient for each fixed effect (R package MuMIn, Barton, 2015). We used the allEffects function (R package effects) to get a predicted number of bat passes shown in Figure 3. The relative importance of variables as well as the number of candidate models selecting each variable were extracted from the dredge procedure. All analyses were performed using a significant threshold of 5% in R statistical software v.3.3.1.

Applied quantification of the loss of hedgerow use by bats

With the aim of making the statistical results transferable to environmental managers, we developed a method to assess from models the hedgerow length impacted. Indeed, we used model outputs to quantify at the scale of our study area the loss of hedgerow use by bats due to the studied wind turbines. First, this consisted in the creation of points at intervals of 10 m on all hedgerows. Secondly, we calculated the distance to the nearest wind turbine of each point defined beforehand, followed by an averaging of all calculated distances. In a last step, given this averaged distance, we extracted the corresponding percentage of predicted loss of hedgerow use by bats from our models (Figure S2.2).

Results

Bat monitoring

In total, considering a maximum error risk tolerance of 0.5 in the data, 193 980 bat passes of 8 species and 3 species-groups were recorded in the 207 study sites, where the most abundant species was *P. pipistrellus*, representing 81% of the observations. The least abundant species were *Rhinolophus ferrumequinum* (22 bat passes) and *N. noctula* (25 bat passes) which were present in 7 and 9% of the study sites, respectively. All other species or groups were present in more than 14% of the study sites (Table 2).

Table 2. Number of bat passes per species/groups, corresponding percentage of total passes and occurrences (percentage of presence sites among the 207) according to the applied maximum error risk tolerance for data selection (raw data, maximum error risk tolerance of 0.5 and 0.1).

Species	Number of passes recorded			% of total passes			Occurrence (%)		
	Raw	0.5	0.1	Raw	0.5	0.1	Raw	0.5	0.1
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	159386	159386	159385	81	81	84	99	99	99
<i>Pipistrellus kuhlii/nathusii</i>	24023	23603	22122	12	12	12	98	98	97
<i>Barbastella barbastellus</i>	5479	5472	5436	3	3	3	90	90	90
<i>Myotis spp.</i>	5736	3802	1946	3	2	1	90	86	68
<i>Plecotus spp.</i>	1092	982	566	1	1	< 1	73	72	63
<i>Myotis nattereri</i>	1532	974	439	< 1	< 1	< 1	80	67	45
<i>Eptesicus serotinus</i>	579	543	473	< 1	< 1	< 1	47	42	38
<i>Rhinolophus hipposideros</i>	125	114	110	< 1	< 1	< 1	16	16	15
<i>Nyctalus leislerii</i>	127	53	4	< 1	< 1	< 1	27	16	2
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	22	22	22	< 1	< 1	< 1	7	7	7
<i>Nyctalus noctula</i>	346	25	8	< 1	< 1	< 1	29	9	3

Impact of wind turbines on bat activity

We detected a significant positive effect of the increasing distance from the nearest wind turbine on the activity of *B. barbastellus*, *Myotis spp.*, *N. leislerii*, *P. pipistrellus*, *Plecotus spp.*, fast-flying and gleaner species guilds, plus a significant quadratic effect for *N. leislerii*

and a nearly significant quadratic effect for *N. noctula* (Table 3; Figure 3). This means that the nearer was a hedgerow to a wind turbine, the lower was the activity of these species. In contrast, we did not detect any effects for some common (*Eptesicus serotinus*, *Myotis nattereri* and *Pipistrellus kuhlii/nathusii* group) and rare species (*Rhinolophus hipposideros* and *R. ferrumequinum*) (Table 3). There were significant positive interactions of the distance to the nearest wind turbine variable with the proportion of forests for *Myotis spp.*, as well as the length of hedgerows for fast-flying and gleaner species guilds. This result suggested that *Myotis spp.* were mainly recorded in contexts of high forest proportion, in which the negative effect of the distance to the nearest wind turbine was significantly higher than in contexts of lower forest proportion. Similarly, for fast-flying and gleaner species guilds, when hedgerow length was shorter, the activity was higher far from wind turbines. Among all top candidate models ($\Delta AICc < 2$), the distance to wind turbine variable was always selected, confirming the relative importance of this variable compared to other environmental covariates, except for *E. serotinus* and *Rhinolophus* species (Table S2.3).

We did not detect an activity optimum in relation to the distance to the nearest wind turbine, except for *N. leislerii* (636 m) (Figure 3). The percentage of lost activity for these species was a percentage of the mean detected activity at a 1000 m distance from wind turbines (636 m for *N. leislerii*). The lost activity was therefore likely underestimated, because when we did not find an optimum, this implied that the real normal activity was different from that at 1000 m. The percentage of lost activity was significant, even at long-distances: for instance, at 500 m from the nearest turbine, we detected an activity loss of 57% and of 77% for *P. pipistrellus* and the gleaner species guild, respectively (Figure 3).

These results were robust whatever the level of uncertainty included in the identifications (i.e. the maximum error risk tolerance). Indeed, we reran the analysis using the most restrictive tolerance of maximum error risk in the data selection of the response variable (0.1), and we

found mostly no change in results for most of the species/groups and guilds (Table S2.4). We also compared estimates of models with and without covariates (Table S2.5). These negative effects of wind turbines on habitat attractiveness appeared little influenced by associated environmental covariates since we did not find any changes for most of the species/groups and guilds when covariates were excluded. Only one change was found for *E. serotinus*, for which the estimate became higher and the p-value significant. This could be caused by the very strong effect of the distance to the urban variable hiding the distance to the nearest wind turbine variable, despite there being no striking correlation between them or problems in VIF.

Table 3. Estimates and standard errors of the distance to the nearest wind turbine variable (linear and quadratic effects) for the 8 species, 3 species-groups and the 2 guilds studied (*** $P < 0.001$, ** $P < 0.01$, * $P < 0.05$, . $P < 0.1$). Complete results of other covariates can be found in Table S2.6.

Species	Effect of the distance to the nearest wind turbine on bat activity	
	Linear	Quadratic
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	0.413 ± 0.100 ***	/
<i>Pipistrellus kuhlii</i> / <i>nathusii</i>	-0.004 ± 0.100	/
<i>Barbastella barbastellus</i>	0.237 ± 0.107 *	/
<i>Myotis spp.</i>	0.260 ± 0.091 **	/
<i>Plecotus spp.</i>	0.309 ± 0.096 **	/
<i>Myotis nattereri</i>	0.132 ± 0.106	/
<i>Eptesicus serotinus</i>	0.132 ± 0.169	/
<i>Rhinolophus hipposideros</i>	0.099 ± 0.223	/
<i>Nyctalus leisleri</i>	0.537 ± 0.208 *	-0.413 ± 0.198 *
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	0.329 ± 0.293	/
<i>Nyctalus noctula</i>	0.308 ± 0.290	-0.575 ± 0.307 .
Fast-flying species	0.344 ± 0.123 **	/
Gleaner species	0.335 ± 0.068 ***	/

Current wind turbine establishment and generated loss of hedgerow use by bats

Among the 909 wind turbines in northwest France, containing the studied farms, 89% were established at less than 200 m from any type of wooded edges (forest or hedgerows). The situation was the same after the publication of the EUROBATS recommendations in 2008, which recommended nevertheless the avoidance distance of 200 m from any type of edges for the establishment of wind turbines (Figure 4).

From these current establishments and with our impact assessment method, making previous statistical results transferable to environmental managers, we could quantify the loss of hedgerow use by bats. Indeed, focusing on the 151 sampled wind turbines, the loss of activity in a 1000 m radius around turbines for fast-flying and gleaner species guilds was 19.6% and 53.8%, respectively, corresponding to 145 and 397 km of loss of length of hedgerows used, respectively. Our 151 studied turbines represent 16.6% of the total number (909) located in northwest France. Thus, by extrapolation, the lost length of hedgerow use by bats at this scale would be 872 and 2390 km for fast-flying and gleaner species guilds, respectively.

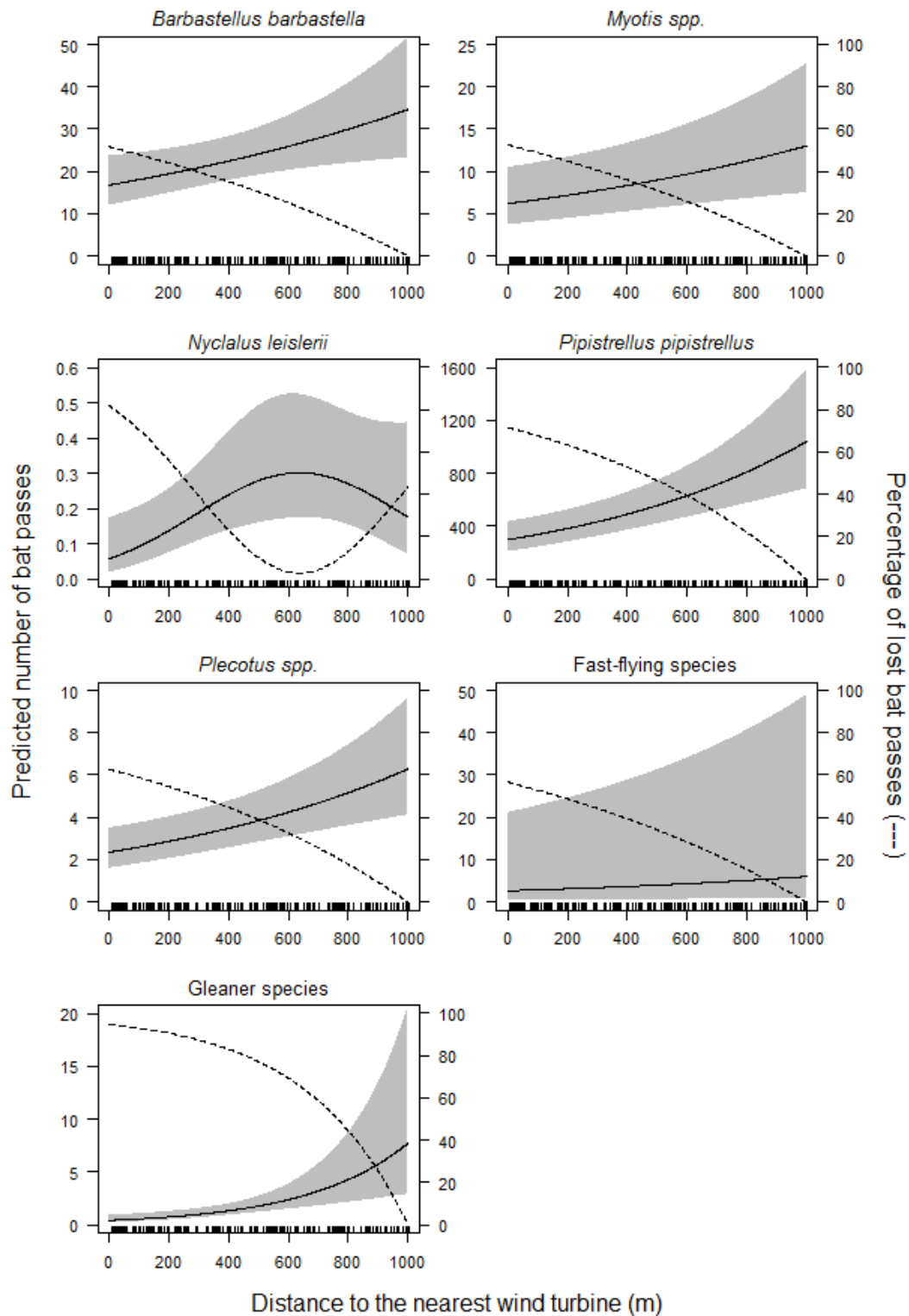


Figure 3. Variation in the predicted number of bat passes as a function of the distances to the nearest wind turbine for species/groups and guilds significantly impacted (black continuous curves). Dotted green curves show the corresponding percentage of the lost activity calculated from the maximum (optimum for *N. leisleri*) predicted bat activity.

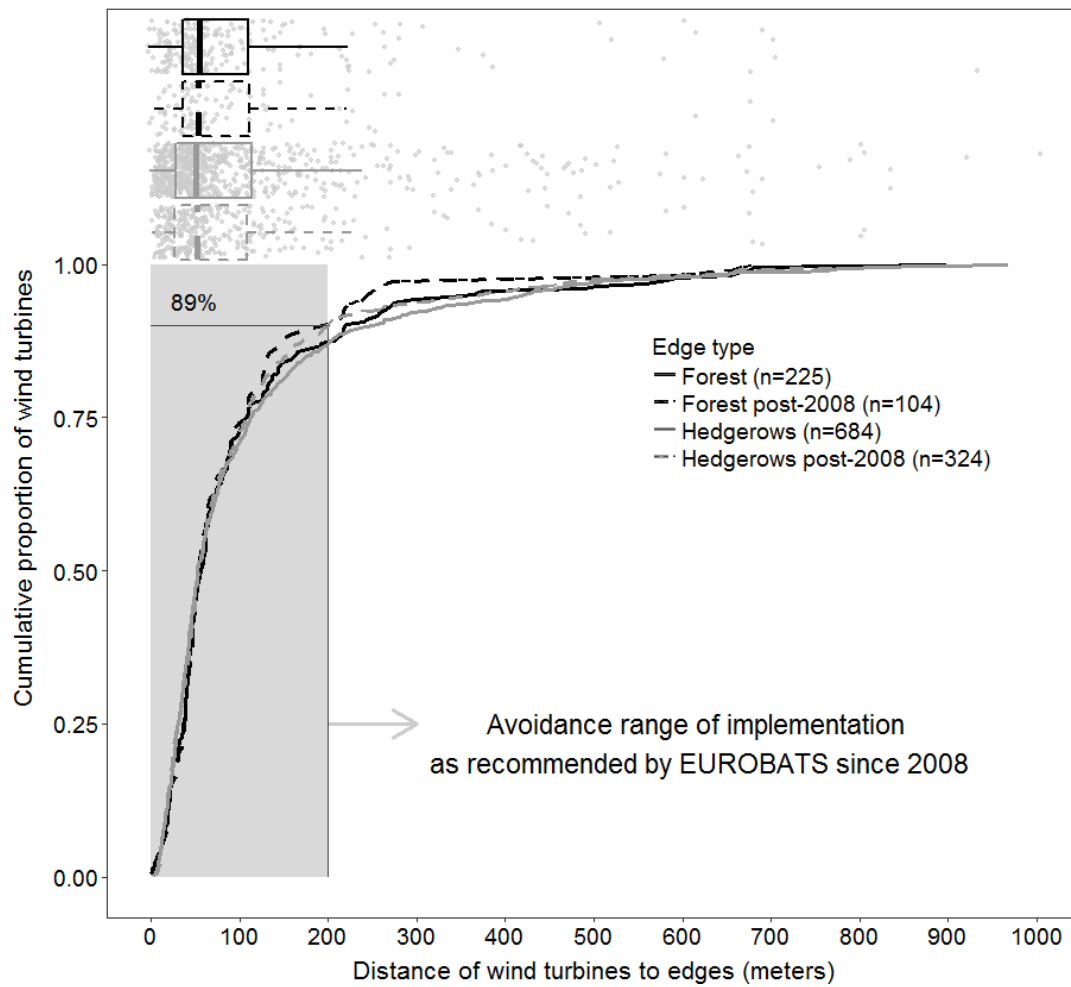


Figure 4. Distances of the 909 established wind turbines in the study region to the nearest wooded edge (forest or hedgerow), overall and for the post-2008 recommendations period. Grey rectangle under cumulative curves shows the distance range from the nearest wooded edge which should be avoided in turbine installation according to the EUROBATS recommendations.

Discussion

To our knowledge, this study is the first test of the impact distance of high wind turbines on bat activity. Results highlight a strong negative effect of turbines on activity, occurring even at long-distances at least up to 1000 m for most species, groups and guilds. The negative effect at long-distance concerns various species, either fast-flying or gleaner species.

Detected effects are consistent with the few studies dealing with this influence of wind turbines on bat activity (Minderman et al. 2012, 2017; Millon et al. 2015) and complement them for less intensive agricultural landscapes with high proportions of grasslands and forests, favourable for bats. Moreover, such a preserved farming landscape constitutes a concern for the conservation of some rare species (e.g. *B. barbastellus* and *Rhinolophus* species) listed in Annex II of the Habitats Directive 92/43/EEC. The undetected interaction effects of distance with the arable and grassland proportions for all impacted species despite high land-use variability in our data, suggest that this negative effect occurs in any agricultural landscape whatever its composition. However, this result should be confirmed in other more intensive agricultural landscapes.

Negative effects were detected on a wide range of species with highly contrasted ecology and flight behaviour. Some of these species were so far poorly taken into consideration in environmental studies for wind farm establishment due to a low collision risk (Roemer et al. 2017), thus reinforcing the significance of our findings. Indeed, *B. barbastellus*, *Plecotus spp.* and *Myotis spp.* had a very low level of collision susceptibility index with turbines, taking into account the species abundance (Roemer et al. 2017). However, we did not detect any relationship between the distance to the nearest wind turbine and the *Pipistrellus kuhlii/nathusii* group, comprising a migrant resident species and a long-range migrant species, with an estimate close to zero and small standard error. Flight in migration could be expected to be different, faster and less connected to habitats. Therefore, we hypothesize that this

absence of effect could be linked to the coexistence of two behaviours in the group, a negative impact on *P. kuhlii* (i.e. avoidance) and a positive impact (i.e. attractiveness) for *P. nathusii*. In this way, migratory species such as *P. nathusii* should be studied at species level, by studying areas in which *P. kuhlii* is absent, as in some areas in Northern Europe (Ancillotto et al. 2016). Finally, an appropriate design is needed for *E. serotinus* for which we detected a negative effect of turbines, but statistically masked by the strong correlation with the distance to small urban areas, for instance studying this species in a territory where colonies are well known or far from all small urban areas.

Detected negative effects of wind turbines on bat activity in our study could be caused by avoidance. Mechanisms leading to an avoidance of wind turbines are still widely unknown and deserve to be evaluated, one of them suggested by Bennett & Hale (2014) could be the red aviation lights, always present in our studied turbines.

Implications for wind energy development

Despite new recommendations in 2008 from EUROBATS, we showed that the recommendation of a minimal distance of 200 m from woody edges for installing a wind turbine is still far from being considered in most cases. Hence, based on our findings, we firstly encourage efforts to improve the first step application of the mitigation hierarchy proposed by the Business and Biodiversity Offsets Programme, consisting in avoidance by installing turbines as far as possible from edges. Ideally, the EUROBATS recommendation of 200 m is not sufficient. This implies concentrating wind energy in less sensitive areas for bats, far from wooded edges at more than 1000 m. Reflections should be conducted on planning of wind energy establishment and on the place of bats in the aim of conciliating agricultural and energy production. Indeed, bats should be considered in this trade-off, considering their huge ecosystem services in agriculture (Boyles et al. 2011; Maine & Boyles 2015). In addition, for bat conservation, the mitigation of such negative impacts is highly recommended due to the

strong links existing between activity (notably foraging activity) indicative of habitat quality and population dynamics. In that case, replanting hedgerows on a length that corresponds to the loss of activity could be a helpful measure (Millon et al. 2015). In addition, such offsetting requires a calculation of the lost length of hedgerows used, for which our simple method explained in Supporting Information S2.2 can be used, in order to make model outputs transferable to environmental managers. Indeed, such an assessment method aims to improve the establishment of hedgerows, and is easily applied by wind turbine operators, but in no case should any hedgerows be removed with the aim of reducing impacts on activity. Our study should encourage operators to stop the installation of wind turbines close to wooded edges, and without offsetting when closer than 1000 m to edges, by objectifying losses and the corresponding need for offsetting. The absence of offsetting so far has led to up to 2400 km of lost hedgerow use by bats at the study regions' scale.

Acknowledgements

This work was supported by DIM ASTREA grants from Region Ile-de-France. We sincerely thank Agrosolutions (agri-environmental expert consulting subsidiary of the InVivo agricultural cooperative group) for funding field study fees.

References

- Ancillotto, L., Santini, L., Ranc, N., Maiorano, L. & Russo, D. (2016) Extraordinary range expansion in a common bat: the potential roles of climate change and urbanisation. *The Science of Nature*, 103, 15.
- Arnett, E.B., Baerwald, E.F., Mathews, F., Rodrigues, L., Rodriguez-Durán, A., Rydell, J., Villegas-Patraca, R. & Voigt, C. (2016) Impacts of wind energy development on bats: a global perspective. *Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world* (C. Voigt and T. Kingston, eds.) pp. 295–323. Springer International Publishing AG, Cham, Switzerland.
- Barataud, M. (2015) *Ecologie Acoustique Des Chiroptères d'Europe, Identification Des Espèces, Étude de Leurs Habitats et Comportements de Chasse*, Biotope Ed.
- Barton, K. (2015) MuMIn: Multi-Model Inference, <http://cran.r-project.org/package=MuMIn>
- Bas, Y., Bas, D. & Julien, J. (2017) Tadarida : A Toolbox for Animal Detection on Acoustic Recordings. *Journal of open research software*, 5, 1–8.
- Bennett, V.J. & Hale, A.M. (2014) Red aviation lights on wind turbines do not increase bat-turbine collisions. *Animal Conservation*, 17, 354–358.
- Boughey, K.L., Lake, I.R., Haysom, K. a. & Dolman, P.M. (2011a) Improving the biodiversity benefits of hedgerows: How physical characteristics and the proximity of foraging habitat affect the use of linear features by bats. *Biological Conservation*, 144, 1790–1798.
- Boughey, K.L., Lake, I.R., Haysom, K. a. & Dolman, P.M. (2011b) Effects of landscape-scale broadleaved woodland configuration and extent on roost location for six bat species across the UK. *Biological Conservation*, 144, 2300–2310.
- Boyles, J.G., Cryan, P.M., McCracken, G.F. & Kunz, T.K. (2011) Economic importance of bats in agriculture. *Science*, 332, 41–42.
- Chatterjee, S. & Hadi, A.S. (2006) *Regression Analysis by Example*, 5th ed. John Wiley & Sons, Inc.
- Fonderflick, J., Azam, C., Brochier, C., Cosson, E. & Quékenborn, D. (2015) Testing the relevance of using spatial modeling to predict foraging habitat suitability around bat maternity: A case study in Mediterranean landscape. *Biological Conservation*, 192, 120–129.
- Frey-Ehrenbold, A., Bontadina, F., Arlettaz, R. & Obrist, M.K. (2013) Landscape connectivity, habitat structure and activity of bat guilds in farmland-dominated matrices. *Journal of Applied Ecology*, 50, 252–261.

- Frick, W.F., Baerwald, E.F., Pollock, J.F., Barclay, R.M.R., Szymanski, J.A., Weller, T.J., Russell, A.L., Loeb, S.C., Medellin, R.A. & McGuire, L.P. (2017) Fatalities at wind turbines may threaten population viability of a migratory bat. *Biological Conservation*, 209, 172–177.
- 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*.
- Global wind energy council. (2016) Global Wind Report - Annual Market Update 2016.
- Hein, C.D., Castleberry, S.B. & Miller, K. V. (2009) Site-occupancy of bats in relation to forested corridors. *Forest Ecology and Management*, 257, 1200–1207.
- Kelm, D.H., Lenski, J., Kelm, V., Toelch, U. & Dziok, F. (2014) Seasonal Bat Activity in Relation to Distance to Hedgerows in an Agricultural Landscape in Central Europe and Implications for Wind Energy Development. *Acta Chiropterologica*, 16, 65–73.
- Lacoeuilhe, A., Machon, N., Julien, J.F. & Kerbiriou, C. (2016) Effects of hedgerows on bats and bush crickets at different spatial scales. *Acta Oecologica*, 71, 61–72.
- Maine, J.J. & Boyles, J.G. (2015) Bats initiate vital agroecological interactions in corn. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112, 201505413.
- Millon, L., Julien, J.-F., Julliard, R. & Kerbiriou, C. (2015) Bat activity in intensively farmed landscapes with wind turbines and offset measures. *Ecological Engineering*, 75, 250–257.
- Minderman, J., Gillis, M.H., Daly, H.F. & Park, K.J. (2017) Landscape-scale effects of single- and multiple small wind turbines on bat activity. *Animal Conservation*, 1–8.
- Minderman, J., Pendlebury, C.J., Pearce-Higgins, J.W. & Park, K.J. (2012) Experimental evidence for the effect of small wind turbine proximity and operation on bird and bat activity. *PloS one*, 7, e41177.
- Moran, P.A.P. (1950) Notes on Continuous Stochastic Phenomena. *Biometrika*, 37, 17–23.
- Ney-nifle, A.M. & Mangel, M. (2000) Habitat Loss and Changes in the Species-Area Relationship. *Conservation Biology*, 14, 893–898.
- Obrist, M.K., Boesch, R. & Fluckiger, P.F. (2004) Variability in echolocation call design of 26 Swiss bat species: consequences, limits and options for automated field identification with a synergetic pattern recognition approach. *Mammalia*, 68, 307–322.
- Rainho, A. & Palmeirim, J.M. (2011) The importance of distance to resources in the spatial modelling of bat foraging habitat. *PLoS ONE*, 6, 1–10.
- Rodrigues, Bach, L., Dubourg-Savage, M., Karapandza, B., Kovac, D., Kervyn, T., Dekker, J., Kepel, A., Bach, P., Collins, J., Harbusch, C., Park, K., Micevski, B. & Minderman, J.

(2015) Guidelines for Consideration of Bats in Wind Farm Projects - Revision 2014. Bonn, Germany.

Roemer, C., Disca, T., Coulon, A. & Bas, Y. (2017) Bat flight height monitored from wind masts predicts mortality risk at wind farms. *Biological Conservation*, 215, 116–122.

RTE. (2017) Summary of the French wind energy, <http://www.rte-france.com>

Rybicki, J. & Hanski, I. (2013) Species–area relationships and extinctions caused by habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters*, 16, 27–38.

Schaub, A. & Schnitzler, H.-U. (2007) Flight and echolocation behaviour of three vespertilionid bat species while commuting on flyways. *Journal of comparative physiology. A, Neuroethology, sensory, neural, and behavioral physiology*, 193, 1185–94.

Schnitzler, H.-U. & Kalko, E.K. V. (2001) Echolocation by Insect-Eating Bats. *BioScience*, 51, 557–569.

Siemers, B.M. & Schnitzler, H.-U. (2000) Natterer's bat (*Myotis nattereri* Kuhl, 1818) hawks for prey close to vegetation using echolocation signals of very broad bandwidth. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 47, 400–412.

Sirami, C., Steve, D. & Cumming, G.S. (2013) Artificial wetlands and surrounding habitats provide important foraging habitat for bats in agricultural landscapes in the Western Cape , South Africa. *Biological Conservation*, 164, 30–38.

Voigt, C.C., Lehnert, L.S., Petersons, G., Adorf, F. & Bach, L. (2015) Wildlife and renewable energy: German politics cross migratory bats. *European Journal of Wildlife Research*, 61, 213–219.

Voigt, C.C., Lindecke, O., Schönborn, S., Kramer-Schadt, S. & Lehmann, D. (2016) Habitat use of migratory bats killed during autumn at wind turbines. *Ecological Applications*, 26, 771–783.

Wickramasinghe, L.P., Harris, S., Jones, G. & Jennings, N.V. (2004) Abundance and species richness of nocturnal insects on organic and conventional farms: Effects of agricultural intensification on bat foraging. *Conservation Biology*, 18, 1283–1292.

Zuur, A., Ieno, E. & Elphick, C. (2010) A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1, 3–14.

Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N., Saveliev, A.A. & Smith, G.M. (2009) *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*.

Annexes

Appendix S1: sampling design, validations and selection of acoustic data

Table S1.1. Number of recording points per night according to classes of sitance to the nearest wind turbine.

Sampled dates	Number of recording points per distance classes (m) to the nearest wind turbine										Total
	0-100	101-200	201-300	301-400	401-500	501-600	601-700	701-800	801-900	901-1000	
07/09/2015	3	1	1	1	1	1	1	/	/	/	9
08/09/2015	2	1	2	1	1	1	/	/	1	/	9
09/09/2015	1	2	/	/	1	/	/	/	1	/	5
12/09/2015	2	2	1	2	/	2	/	/	/	/	9
13/09/2015	/	2	3	1	1	/	1	1	/	/	9
16/09/2015	1	2	3	3	/	1	2	/	1	/	13
17/09/2015	2	1	/	2	1	1	/	1	1	/	9
18/09/2015	2	1	1	/	1	1	/	1	1	1	9
21/09/2015	2	/	/	/	1	1	1	2	1	1	9
22/09/2015	1	1	1	1	1	1	1	1	/	1	9
23/09/2015	2	1	/	/	1	1	2		1	1	9
24/09/2015	3	/	/	/	/	/	1	2	1	2	9
25/09/2015	3	1	1	1	/	/	/	1	1	1	9
26/09/2015	3	1	/	/	1	1	/	/	1	2	9
27/09/2015	2	1	/	/	1	1	/	1	/	3	9
28/09/2015	2	/	/	/	1	1	1	2	1	1	9
29/09/2015	3	1	1	1	/	/	/	1	1	1	9
30/09/2015	1	2	/	/	2	1	/	2	/	1	9
01/10/2015	2	1	1	/	1	1	/	1	1	1	9
04/10/2015	1	2	1	/	1	1	/	1	1	1	9
05/10/2015	1	/	1	1	1	1	1	1	1	1	9
06/10/2015	3	1	/	1	1		2	1	/	/	9
08/10/2015	3	/	1	1	/	1	1	/	1	1	9
Total	45	24	18	16	18	18	14	19	16	19	207

Table S1.2. Total bat passes by confidence index classes from the automatic identification, number of bat passes manually checked and errors noted.

Species	Confidence index classes of the automatic identification									
	0-0.1	0.1-0.2	0.2-0.3	0.3-0.4	0.4-0.5	0.5-0.6	0.6-0.7	0.7-0.8	0.8-0.9	0.9-1
<i>Barbastella barbastellus</i>										
Total passes	3	46	129	216	263	594	868	1227	1559	574
Checked passes	2	25	25	25	25	24	25	25	25	25
Errors	2	6	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Eptesicus serotinus</i>										
Total passes	1	41	75	97	70	143	89	54	9	0
Checked passes	1	25	25	25	25	25	25	24	10	/
Errors	1	13	7	0	0	0	0	0	0	/
<i>Myotis nattereri</i>										
Total passes	9	139	193	191	188	331	192	128	136	25
Checked passes	5	13	3	6	5	5	2	10	23	25
Errors	5	12	3	4	2	1	0	1	0	0
<i>Myotis spp.</i>										
Total passes	20	463	760	691	604	1583	1051	392	147	25
Checked passes	14	25	25	25	21	25	25	25	25	25
Errors	14	14	6	5	4	0	0	0	0	0
<i>Nyctalus leislerii</i>										
Total passes	2	43	36	30	8	5	3	0	0	0
Checked passes	3	22	25	25	11	8	9	1	/	/
Errors	2	13	14	13	4	0	0	0	/	/
<i>Nyctalus noctula</i>										
Total passes	0	111	108	80	24	14	5	4	0	0
Checked passes	/	16	15	13	10	25	15	7	1	/
Errors	/	16	14	11	9	7	0	0	/	/
<i>Pipistrellus kuhlii</i>										
Total passes	8	193	366	603	990	3015	4876	8769	4854	2
Checked passes	10	25	25	25	23	25	25	25	25	2
Errors	9	10	8	4	2	1	1	0	0	0
<i>Pipistrellus nathusii</i>										
Total passes	0	11	30	31	69	122	70	14	0	0
Checked passes	/	11	21	18	18	23	25	25	5	/
Errors	/	10	16	13	12	15	15	9	1	/
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>										
Total passes	2	277	711	1538	3098	7851	13449	25338	79552	27570
Checked passes	1	25	25	24	24	25	25	24	25	25
Errors	1	1	0	1	1	0	0	1	0	0
<i>Plecotus spp.</i>										
Total passes	6	120	140	164	142	193	166	110	47	4
Checked passes	7	25	25	25	25	25	25	25	25	4
Errors	4	14	7	2	1	1	0	0	0	0
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>										
Total passes	0	0	0	0	1	4	3	13	1	0
Checked passes	/	/	/	/	1	4	3	13	1	/
Errors	/	/	/	/	/	0	0	0	0	/
<i>Rhinolophus hipposideros</i>										
Total passes	0	1	1	10	8	16	25	61	3	0
Checked passes	/	1	1	10	8	16	25	61	4	/
Errors	/	1	1	7	1	0	0	0	0	/

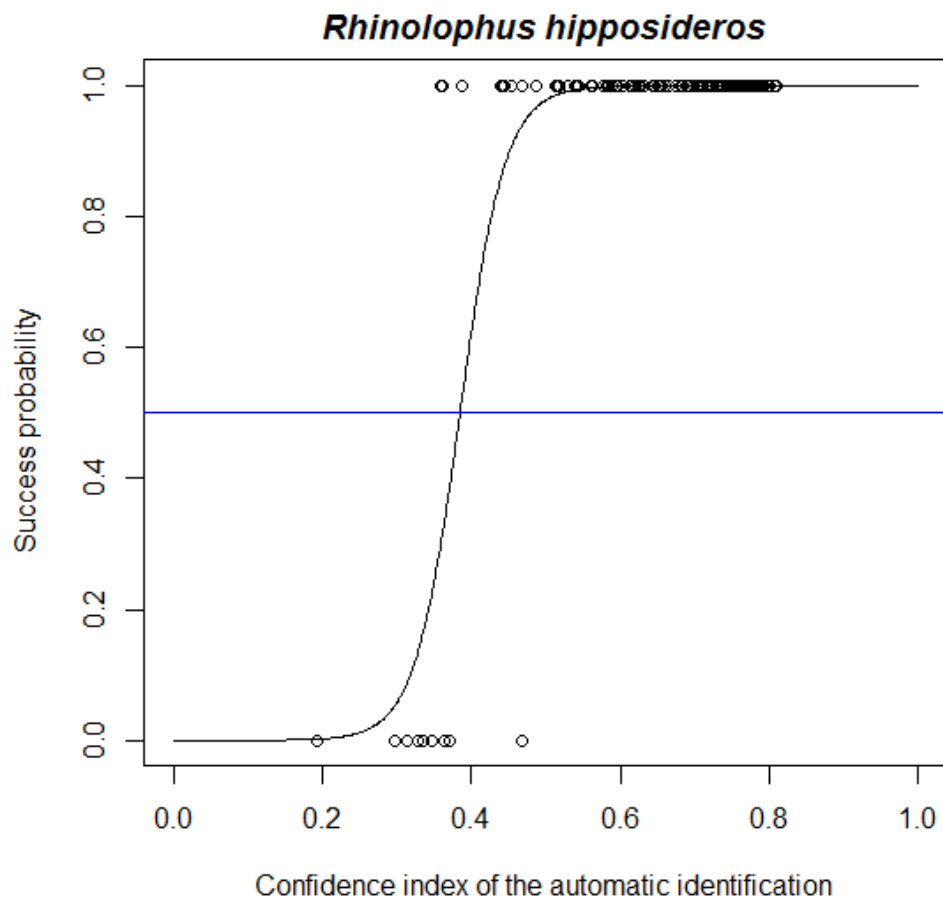


Figure S1. Example of logistic regression between the success of the automatic identification (binomial distribution) and associated confidence index. Blue line shows a success probability of 0.5, allowing us to select data having a corresponding confidence index above this threshold. This allows a restriction on the data in order to limit errors, and can be performed for higher thresholds such as 0.8 for which we confirmed our model results.

Table S1.3. Predicted confidence index of the automatic identification, number of bat passes and occurrences (presence rate over sites) corresponding to the maximal error risk tolerance used for data selection. NA values show error risk probabilities for which it was not possible to predict low risks in automatic identification, due to very the low number in manual checking (see Table S1.2).

Species	Maximum error risk tolerance					
	Raw	0.5	0.4	0.3	0.2	0.1
<i>Barbastella barbastellus</i>						
Confidence index	/	0.120	0.134	0.149	0.168	0.196
No. of bat passes	5479	5472	5468	5466	5455	5436
Occurrences	0.899	0.899	0.899	0.899	0.899	0.899
<i>Eptesicus serotinus</i>						
Confidence index	/	0.181	0.201	0.222	0.247	0.286
No. of bat passes	579	543	537	526	512	473
Occurrences	0.473	0.420	0.415	0.411	0.396	0.377
<i>Myotis spp.</i>						
Confidence index	/	0.402	0.434	0.469	0.512	0.577
No. of bat passes	5736	3802	3597	3371	3024	1946
Occurrences	0.899	0.860	0.845	0.821	0.787	0.681
<i>Myotis nattereri</i>						
Confidence index	/	0.418	0.456	0.497	0.548	0.624
No. of bat passes	1532	974	893	825	644	439
Occurrences	0.797	0.667	0.643	0.594	0.536	0.454
<i>Nyctalus leislerii</i>						
Confidence index	/	0.279	0.337	0.401	0.418	0.594
No. of bat passes	127	53	32	16	12	4
Occurrences	0.256	0.155	0.121	0.063	0.053	0.019
<i>Nyctalus noctula</i>						
Confidence index	/	0.484	0.508	0.534	0.566	0.614
No. of bat passes	346	25	21	15	10	8
Occurrences	0.285	0.092	0.082	0.063	0.043	0.034
<i>Pipistrellus kuhlii</i>						
Confidence index	/	0.165	0.217	0.273	0.342	0.445
No. of bat passes	23676	23563	23432	23219	22914	22122
Occurrences	0.981	0.981	0.981	0.976	0.976	0.971
<i>Pipistrellus nathusii</i>						
Confidence index	/	0.652	0.758	NA	NA	NA
No. of bat passes	347	40	2	0	0	0
Occurrences	0.449	0.135	0.010	0.000	0.000	0.000
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>						
Confidence index	/	0.000	0.000	0.000	0.000	0.097
No. of bat passes	159386	159386	159386	159386	159386	159385
Occurrences	0.986	0.986	0.986	0.986	0.986	0.986
<i>Plecotus spp.</i>						
Confidence index	/	0.187	0.238	0.295	0.363	0.466
No. of bat passes	1092	982	934	835	725	566
Occurrences	0.734	0.715	0.715	0.710	0.657	0.628
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>						
Confidence index	/	0.000	0.000	0.000	0.000	0.000
No. of bat passes	22	22	22	22	22	22
Occurrences	0.068	0.068	0.068	0.068	0.068	0.068
<i>Rhinolophus hipposideros</i>						
Confidence index	/	0.386	0.399	0.412	0.428	0.453
No. of bat passes	125	114	113	113	113	110
Occurrences	0.164	0.155	0.150	0.150	0.150	0.150

Appendix S2: additional information about statistical analyses, results and calculation of lost length of hedgerow use by bats

Table S2.1. Correlation matrix between variables (dist: distance; WT: wind turbine; F: forest; U: urban; W: wetland; H: hedgerow; GL: grassland; AL: arable land) including buffer size of the calculation (250, 500, 750 and 1000 m radius). Only arable land and grassland variable were highly correlated ($r > 0.7$), and were not simultaneously included in the modelling procedure. Note that despite this correlation check step, we checked for potential collinearity problems of full models using the Variance Inflation Factor (VIF) before modelling.

	distF	distU	distW	H250	H500	H750	H1000	GL250	GL500	GL750	GL1000	AL250	AL500	AL750	AL1000	F250	F500	F750	F1000
DistWT	-0.02	-0.39	-0.13	0.25	0.18	0.13	0.10	-0.03	0.03	0.04	-0.01	-0.06	-0.16	-0.15	-0.09	-0.12	-0.07	-0.06	-0.01
DistF	1.00	0.04	-0.23	-0.10	-0.21	-0.21	-0.25	0.12	0.19	0.26	0.29	-0.03	-0.01	-0.02	-0.03	-0.39	-0.53	-0.56	-0.54
DistU		1.00	-0.02	-0.27	-0.24	-0.19	-0.16	-0.13	-0.18	-0.16	-0.10	0.19	0.25	0.23	0.16	0.17	0.04	-0.01	-0.03
DistW			1.00	0.05	0.07	0.07	0.07	0.07	0.01	-0.04	-0.04	-0.07	0.01	0.04	0.03	0.24	0.26	0.25	0.24
H250				1.00	0.83	0.72	0.66	0.38	0.37	0.32	0.28	-0.42	-0.42	-0.37	-0.34	-0.14	-0.15	-0.09	-0.03
H500					1.00	0.92	0.85	0.32	0.38	0.35	0.31	-0.36	-0.41	-0.40	-0.38	-0.06	-0.13	-0.07	-0.02
H750						1.00	0.95	0.30	0.35	0.34	0.30	-0.35	-0.39	-0.38	-0.36	0.03	-0.09	-0.09	-0.05
H1000							1.00	0.28	0.31	0.29	0.27	-0.32	-0.37	-0.35	-0.34	0.07	-0.01	-0.04	-0.04
GL250								1.00	0.88	0.73	0.65	-0.94	-0.82	-0.68	-0.59	-0.11	-0.16	-0.17	-0.21
GL500									1.00	0.92	0.83	-0.82	-0.91	-0.85	-0.76	-0.17	-0.24	-0.23	-0.26
GL750										1.00	0.96	-0.67	-0.81	-0.88	-0.84	-0.21	-0.33	-0.32	-0.33
GL1000											1.00	-0.58	-0.70	-0.82	-0.86	-0.22	-0.36	-0.36	-0.37
AL250												1.00	0.87	0.71	0.61	0.00	0.05	0.09	0.14
AL500													1.00	0.92	0.80	0.01	0.02	0.03	0.08
AL750														1.00	0.94	0.05	0.08	0.04	0.07
AL1000															1.00	0.08	0.14	0.08	0.06
F250																1.00	0.76	0.56	0.41
F500																	1.00	0.85	0.69
F750																		1.00	0.92
F1000																			1.00

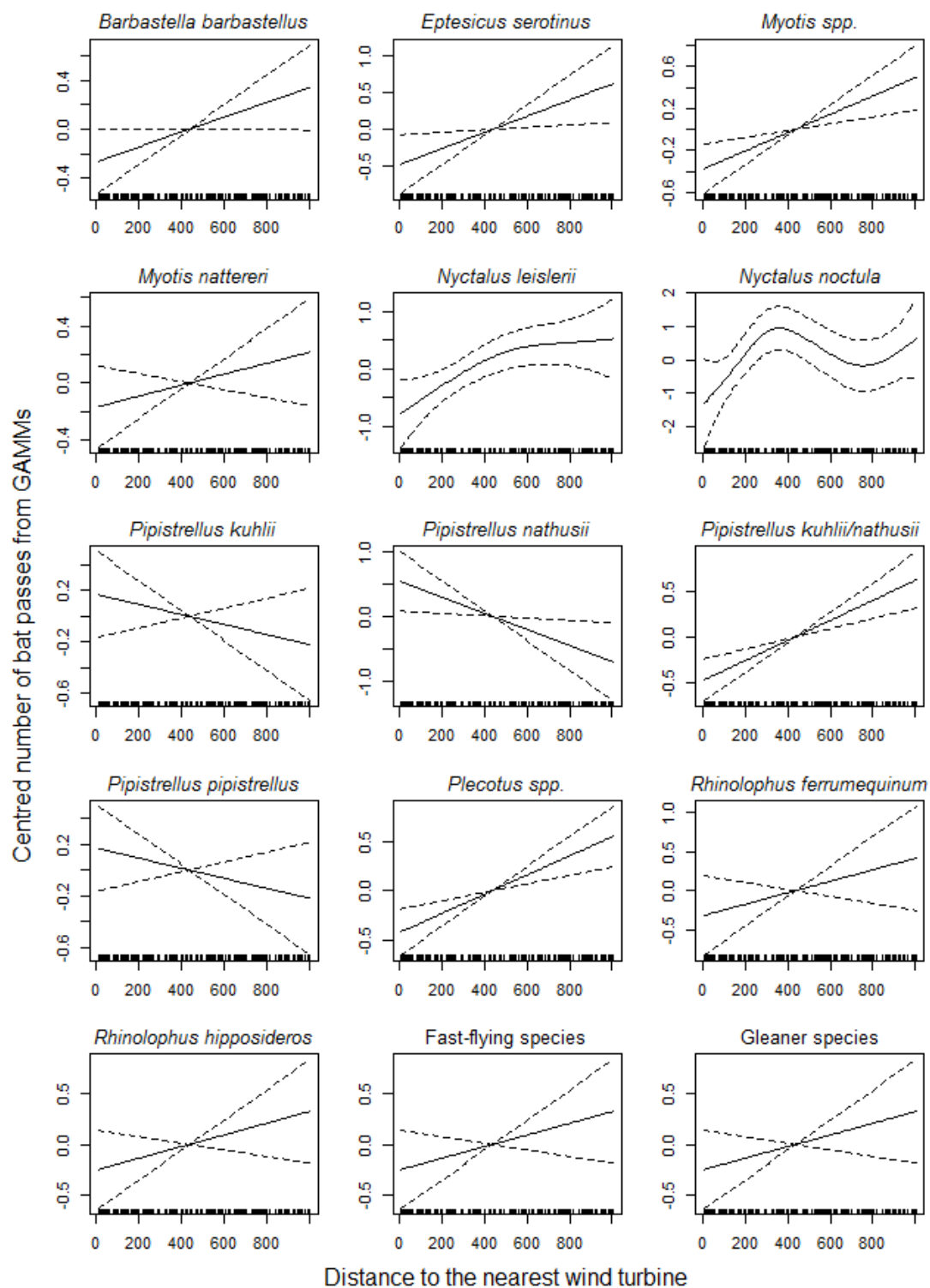


Figure S2.1. Plots from Generalized Additive Mixed Models (GAMMs) showing the relationship between bat passes and the distance to the nearest turbine variable, to detect non-linearity cases and to take it into account in Generalized Linear Mixed Models (GLMMs) using a quadratic effect.

Table S2.2. Full and best models from the multi-inference model procedure, distribution (NB: negative binomial) and overdispersion ratio (dist: distance; WT: wind turbine; F: forest; U: urban; W: wetland; H: hedgerow; GL: grassland; AL: arable land, s: scaled variables) according to buffer size (250, 500, 750 and 1000 m radius).

Species	Full and best candidate models	Distribution (overdispersion)
<i>Barbastella barbastellus</i>	distWT*H1000s + distWT*GL500s + distWT*AL500s + distWT*F500s + distF + distU + distW + (1 date))	NB (1.00)
	distWT + distF + AL500s + (1 date))	NB (0.96)
<i>Eptesicus serotinus</i>	distWT*H250s + distWT*GL500s + distWT*AL500s + distWT*F500s + distF + distU + distW + (1 date))	NB (0.86)
	distU + AL500s + (1 date))	NB (0.86)
<i>Myotis nattereri</i>	distWT*H1000s + distWT*GL1000s + distWT*AL1000s + distWT*F250s + distF + distU + distW + (1 date))	NB (0.87)
	distW + AL1000s + F250s + (1 date))	NB (0.85)
<i>Myotis spp.</i>	distWT*H500s + distWT*GL1000s + distWT*AL1000s + distWT*F250s + distF + distU + distW + (1 date)	NB (0.99)
	distWT*F250s + AL1000s + (1 date)	NB (0.94)
<i>Nyctalus leisleri</i>	distWT*H250s + distWT*GL250s + distWT*AL250s + distWT*F1000s + I(distWT^2) + distF + distU + distW + (1 date)	Poisson (1.08)
	distWT + I(distWT^2) + H250s + distF + (1 date)	Poisson (1.14)
<i>Nyctalus noctula</i>	distWT*H1000s + distWT*GL250s + distWT*AL750s + distWT*F750s + I(distWT^2) + distF + distU + distW + (1 date)	Poisson (0.76)
	distWT + I(distWT^2) + F750s + (1 date)	Poisson (0.84)
<i>Pipistrellus kuhlii/nathusii</i>	distWT*H250s + distWT*GL750s + distWT*AL750s + distWT*F500s + distF + distU + distW + (1 date)	NB (1.29)
	distWT*H250s + F500s + distW + (1 date)	NB (1.25)
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	distWT*H500s + distWT*GL1000s + distWT*AL1000s + distWT*F750s + distF + distU + distW + (1 date)	NB (0.88)
	distWT*AL1000s + distF + H500s + F750s + (1 date)	NB (0.88)
<i>Plecotus spp.</i>	distWT*H750s + distWT*GL1000s + distWT*AL1000s + distWT*F250s + distF + distU + distW + (1 date)	NB (0.88)
	distWT + (1 date)	NB (0.86)
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	distWT*H750s + distWT*GL1000s + distWT*AL250s + distWT*F250s + distF + distU + distW + (1 date)	Poisson (0.39)
	distW + F250s + (1 date)	Poisson (0.64)
<i>Rhinolophus hipposideros</i>	distWT*H250s + distWT*GL1000s + distWT*AL500s + distWT*F1000s + distF + distU + distW + (1 date)	NB (0.70)
	distW + F1000s + (1 date)	NB (0.61)
Fast-flying species	distWT*H750s + distWT*GL750s + distWT*AL750s + distWT*F500s + distF + distU + distW + (1 date) + (1 espece)	NB (1.04)
	distWT*H750s + GL750s + (1 date) + (1 espece)	NB (1.04)
Gleaner species	distWT*H500s + distWT*GL750s + distWT*AL1000s + distWT*F1000s + distF + distU + distW + (1 date) + (1 espece)	NB (0.96)
	distWT*H500s + F1000s + (1 date) + (1 espece)	NB (0.91)

Method assessment of the lost hedgerows length

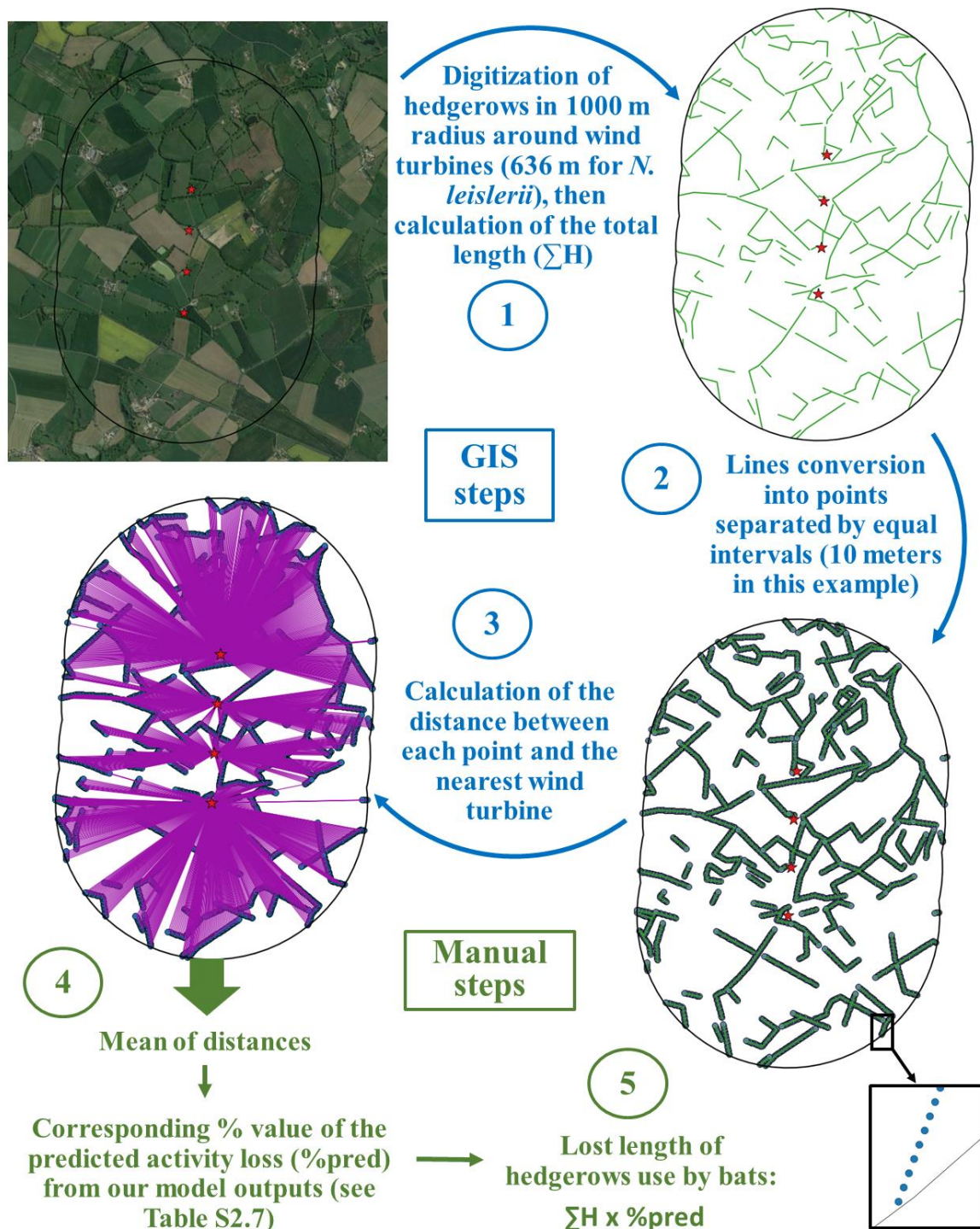


Figure S2.2. Steps for assessing the length of lost hedgerows around a given wind turbine/farm. We used the QGIS software for digitization, creation of points and calculation of distance.

Table S2.3. Relative variable importance from model averaging on candidate models with AICc < 2 and number of containing models among total of candidate models (dist: distance; WT: wind turbine; F: forest; U: urban; W: wetland; H: hedgerow; GL: grassland; AL: arable land, s: scaled variables).

Species (number of top candidate models with AICc < 2)	Variable importance (number of containing models)												
	Dist WT	DistWT ^2	DistF	DistU	Dist W	Leng hH	AL	GL	F	Dist WT* Leng hH	Dist WT* AL	Dist WT* GL	Dis tW T* F
<i>Barbastella barbastellus</i> (20)	1 (20)	/	0.58 (11)	0.35 (7)	0.11 (3)	0.07 (2)	0.45 (9)	0.19 (4)	0.08 (2)	/	0.03 (1)	/	/
<i>Eptesicus serotinus</i> (20)	0.25 (6)	/	0.43 (9)	1 (20)	0.13 (3)	0.23 (5)	0.63 (12)	0.14 (3)	0.05 (1)	/	0.13 (3)	/	/
<i>Myotis nattereri</i> (9)	1 (9)	/	/	0.17 (2)	0.81 (7)	0.28 (3)	0.31 (3)	0.69 (6)	1 (9)	/	/	0.09 (1)	1 (9)
<i>Myotis spp.</i> (9)	1 (9)	/	0.27 (3)	/	/	0.32 (3)	0.43 (4)	0.48 (4)	1 (9)	/	0.06 (1)	/	1 (9)
<i>Nyctalus leislerii</i> (14)	1 (14)	1 (14)	0.74 (10)	0.10 (2)	/	0.53 (8)	0.13 (2)	0.29 (4)	0.05 (1)	0.05 (1)	/	/	0.0 5 (1)
<i>Nyctalus noctula</i> (11)	1 (11)	1 (11)	0.65 (7)	0.07 (1)	0.08 (1)	0.07 (1)	0.34 (4)	0.16 (2)	1 (11)	/	0.14 (2)	/	/
<i>Pipistrellus kuhlii/nathusii</i> (8)	1 (8)	/	/	/	0.78 (6)	1 (8)	0.43 (4)	/	0.78 (6)	1 (8)	/	/	0.2 0 (2)
<i>Pipistrellus pipistrellus</i> (12)	1 (12)	/	0.14 (2)	0.11 (2)	0.25 (3)	0.23 (3)	1 (12)	/	0.06 (1)	0.23 (3)	0.41 (5)	/	/
<i>Plecotus spp.</i> (5)	1 (5)	/	/	0.19 (1)	0.15 (1)	0.18 (1)	0.13 (1)	/	/	/	/	/	/
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i> (18)	0.09 (2)	/	0.25 (5)	0.12 (3)	0.57 (10)	0.09 (2)	0.13 (2)	0.37 (7)	0.96 (17)	/	/	0.09 (2)	
<i>Rhinolophus hipposideros</i> (9)	0.08 (1)	/	0.12 (1)	0.20 (2)	0.77 (7)	0.08 (1)	0.08 (1)	0.09 (1)	1 (9)	/	/	/	/
Fast-flying species (6)	1 (6)	/	0.33 (2)	0.11 (1)	/	1 (6)	/	0.62 (4)	0.24 (2)	1 (6)	/	/	/
Gleaner species (7)	1 (7)	/	0.23 (2)	/	0.11 (1)	1 (7)	0.10 (1)	/	0.68 (5)	1 (7)	/	/	0.1 0 (1)

Table S2.4. Checking of results for the distance to the nearest wind turbine variable at lower error risk tolerance (0.1) for data selection performing the same analysis procedure as for the 0.5 threshold. For *Rhinolophus hipposideros* the variable was not selected in the multi-model inference procedure (*n.s.*).

Species	Maximum error risk tolerance	
	0.5	0.1
<i>Barbastella barbastellus</i>		
$\beta \pm (\text{SE})$	0.237 $\pm$ 0.107	0.237 $\pm$ 0.107
p-value	0.027	0.028
<i>Eptesicus serotinus</i>		
$\beta \pm (\text{SE})$	0.132 $\pm$ 0.169	0.141 $\pm$ 0.179
p-value	0.439	0.434
<i>Myotis nattereri</i>		
$\beta \pm (\text{SE})$	0.132 $\pm$ 0.106	0.038 $\pm$ 0.044
p-value	0.216	0.388
<i>Myotis spp.</i>		
$\beta \pm (\text{SE})$	0.260 $\pm$ 0.091	0.245 $\pm$ 0.096
p-value	0.004	0.011
<i>Pipistrellus kuhlii</i>		
$\beta \pm (\text{SE})$	-0.004 $\pm$ 0.100	-0.005 $\pm$ 0.103
p-value	0.966	0.962
<i>Plecotus spp.</i>		
$\beta \pm (\text{SE})$	0.309 $\pm$ 0.096	0.233 $\pm$ 0.102
p-value	0.001	0.023
<i>Rhinolophus hipposideros</i>		
$\beta \pm (\text{SE})$	0.099 $\pm$ 0.223	<i>n.s.</i>
p-value	0.659	<i>n.s.</i>
Fast-flying species		
$\beta \pm (\text{SE})$	0.344 $\pm$ 0.123	0.194 $\pm$ 0.108
p-value	0.005	0.023
Gleaner species		
$\beta \pm (\text{SE})$	0.335 $\pm$ 0.068	0.319 $\pm$ 0.104
p-value	< 0.001	0.002

Table S2.5. Checking of results at the 0.5 threshold for the distance to the nearest wind turbine and their quadratic effect with and without environmental covariates in models.

Species	Adjusted to covariates		Without covariates	
	Distance to wind turbine	Distance to wind turbine^2	Distance to wind turbine	Distance to wind turbine^2
<i>Barbastella barbastellus</i>				
$\beta \pm (SE)$	0.237 $\pm$ 0.107	/	0.194 $\pm$ 0.094	/
p-value	0.027	/	0.040	/
<i>Eptesicus serotinus</i>				
$\beta \pm (SE)$	0.132 $\pm$ 0.169	/	0.397 $\pm$ 0.169	/
p-value	0.439	/	0.019	/
<i>Myotis nattereri</i>				
$\beta \pm (SE)$	0.132 $\pm$ 0.106	/	0.140 $\pm$ 0.107	/
p-value	0.216	/	0.191	/
<i>Myotis spp.</i>				
$\beta \pm (SE)$	0.260 $\pm$ 0.091	/	0.284 $\pm$ 0.088	/
p-value	0.004	/	0.001	/
<i>Nyctalus leislerii</i>				
$\beta \pm (SE)$	0.537 $\pm$ 0.208	-0.413 $\pm$ 0.198	0.589 $\pm$ 0.196	-0.416 $\pm$ 0.196
p-value	0.010	0.038	0.003	0.034
<i>Nyctalus noctula</i>				
$\beta \pm (SE)$	0.308 $\pm$ 0.290	-0.575 $\pm$ 0.307	0.291 $\pm$ 0.267	-0.504 $\pm$ 0.301
p-value	0.290	0.062	0.277	0.094
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>				
$\beta \pm (SE)$	0.413 $\pm$ 0.100	/	0.352 $\pm$ 0.096	/
p-value	< 0.001	/	< 0.001	/
<i>Pipistrellus kuhlii / nathusii</i>				
$\beta \pm (SE)$	-0.004 $\pm$ 0.100	/	-0.104 $\pm$ 0.102	/
p-value	0.966	/	0.307	/
<i>Plecotus spp.</i>				
$\beta \pm (SE)$	0.309 $\pm$ 0.096	/	0.316 $\pm$ 0.094	/
p-value	0.001	/	0.001	/
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>				
$\beta \pm (SE)$	0.329 $\pm$ 0.293	/	0.155 $\pm$ 0.222	/
p-value	0.265	/	0.485	/
<i>Rhinolophus hipposideros</i>				
$\beta \pm (SE)$	0.099 $\pm$ 0.223	/	0.183 $\pm$ 0.219	/
p-value	0.659	/	0.404	/
Fast-flying species				
$\beta \pm (SE)$	0.344 $\pm$ 0.123	/	0.303 $\pm$ 0.138	/
p-value	0.005	/	0.028	/
Gleaner species				
$\beta \pm (SE)$	0.335 $\pm$ 0.068	/	0.290 $\pm$ 0.115	/
p-value	< 0.001	/	0.012	/

Table S2.6. Complete results from model averaging of candidate models with delta AICc < 2, estimates, standard error and p-value for each species/group and guilds according to the selected scale for proportion covariates (250, 500, 750 and 1000 m radius; dist: distance; WT: wind turbine).

Main effects															
	BB	ES	MN	Msp	NL	NN	PK	PN	PKN	PP	Psp	RF	RH	FF	CI
Dist. to WT	0.237 ± 0.107 0.027	0.132 ± 0.169 0.439	0.132 ± 0.106 0.216	0.260 ± 0.091 0.00447	0.537 ± 0.208 0.0102	0.308 ± 0.290 0.29	-0.004 ± 0.100 0.972	-0.716 ± 0.229 0.002	-0.004 ± 0.100 0.966	0.413 ± 0.096 < 0.001	0.309 ± 0.096 0.001	0.329 ± 0.293 0.255	0.099 ± 0.223 0.659	0.34424 ± 0.123 0.005	0.334 ± 0.068 < 0.001
Dist. to WT ²	/	/	/	/	-0.413 ± 0.198 0.038	-0.575 ± 0.307 0.062	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Dist. to forest	-0.183 ± 0.109 0.096	-0.303 ± 0.219 0.168	/	-0.160 ± 0.158 0.31341	0.323 ± 0.183 0.0799	-0.603 ± 0.401 0.135	/	0.449 ± 0.258 0.084	-0.106 ± 0.131 0.41934	/	/	-0.396 ± 0.353 0.265	-0.052 ± 0.138 0.708	0.297 ± 0.188 0.115	-0.153 ± 0.052 0.003
Dist. to urban	0.134 ± 0.104 0.2014	-0.553 ± 0.197 0.005	0.103 ± 0.118 0.388	/	-0.121 ± 0.193 0.533	0.108 ± 0.264 0.685	/	-0.290 ± 0.223 0.19683	/	0.054 ± 0.117 0.64524	-0.097 ± 0.100 0.33738	0.2538 ± 0.3078 0.412	-0.259 ± 0.198 0.194	-0.079 ± 0.172 0.647	/
Dist. to wetland	-0.088 ± 0.112 0.4365	0.163 ± 0.163 0.319	0.230 ± 0.123 0.063	/	/	0.177 ± 0.243 0.47	0.220 ± 0.116 0.06	/	0.218 ± 0.116 0.06	0.122 ± 0.110 0.271	-0.071 ± 0.110 0.51958	-0.472 ± 0.331 0.156	-0.450 ± 0.252 0.076	/	0.010 ± 0.002 0.722
Length of hedgerows															
250	/	0.201 ± 0.177 0.26	/	/	0.255 ± 0.180 0.1597	/	-0.268 ± 0.124 0.031	/	-0.267 ± 0.123 0.032	/	/	/	0.136 ± 0.280 0.631	/	/
500	/	/	/	-0.169 ± 0.139 0.22886	/	/	0.638 ± 0.235 0.00535	/	0.011 ± 0.145 0.938	/	/	/	/	/	-0.093 ± 0.092 0.317
750	/	/	/	/	/	/	/	0.06535	/	/	-0.126 ± 0.137 0.359	0.254 ± 0.340 0.458	/	-0.045 ± 0.197 0.821	/
1000	0.096 ± 0.133 0.4706	/	-0.173 ± 0.158 0.277	/	/	-0.139 ± 0.324 0.669	/	/	/	/	/	/	/	/	/
Grass land proportion															
250	/	/	/	/	0.220 ± 0.177 0.2169	-0.239 ± 0.252 0.347	/	-0.632 ± 0.247 0.01089	/	/	/	/	/	/	/
500	-0.132 ± 0.114 0.2472	0.289 ± 0.201 0.153	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
750	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.364 ± 0.206 0.079	/
1000	/	/	0.485 ± 0.155 0.002	0.373 ± 0.182 0.04128	/	/	/	/	/	/	/	0.461 ± 0.341 0.179	-0.251 ± 0.355 0.482	/	/
Arable land proportion															
250	/	/	/	/	-0.153 ± 0.172 0.3761	/	/	0.651 ± 0.227 0.00445	/	/	/	0.275 ± 0.242 0.258	/	/	/
500	0.161 ± 0.108 0.1364	-0.329 ± 0.199 0.099	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	-0.114 ± 0.277 0.684	/	/
750	/	/	/	/	/	0.337 ± 0.268 0.211	0.153 ± 0.121 0.207	/	0.153 ± 0.120 0.206	/	/	/	/	/	/
1000	/	/	-0.432 ± 0.149 0.004	-0.297 ± 0.153 0.05327	/	/	/	/	0.339 ± 0.128 0.009	0.055 ± 0.131 0.679	/	/	/	/	0.010 ± 0.028 0.738
Forest proportion															
250	/	/	0.299 ± 0.134 0.026	0.226 ± 0.112 0.04546	/	/	/	/	/	/	/	-0.211 ± 0.584 0.997	/	/	/
500	0.114 ± 0.107 0.2897	0.156 ± 0.175 0.376	/	/	/	0.212 ± 0.116 0.07	0.480 ± 0.230 0.038	0.213 ± 0.116 0.068	/	/	/	/	/	0.166 ± 0.186 0.375	/
750	/	/	/	/	/	-1.01 ± 0.597 0.093	/	/	-0.053 ± 0.106 0.622	/	/	/	/	/	/
1000	/	/	/	/	-0.632e-03 ± 0.262 0.998	/	/	/	/	/	/	/	0.642 ± 0.260 0.014	/	0.212 ± 0.101 0.036

	BB	ES	MN	Msp	NL	NN	PK	PN	PKN	PP	Plsp	RF	RH	FF	Gl
<i>Interaction of the distance to wind turbine</i>															
Length of hedgerows															
250	/	/	/	/	-0.109 ± 0.183	/	0.290 ± 0.107	/	0.289 ± 0.106	/	/	/	/	/	/
500	/	/	/	/	0.574	/	0.007	/	0.007	/	/	/	/	/	/
750	/	/	/	/	/	/	/	0.117 ± 0.196	/	0.183 ± 0.103	/	/	/	/	-0.281 ± 0.069
1000	/	/	/	/	/	/	/	0.554	/	0.076	/	/	/	/	< 0.001
Grass land proportion															
250	/	/	/	/	/	/	/	-0.452 ± 0.218	/	/	/	/	/	/	/
500	/	/	/	/	/	/	/	0.039	/	/	/	/	/	/	/
750	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
1000	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	-0.406 ± 0.227	/	/	/
Arable land proportion															
250	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/	/
500	0.040 ± 0.098	-0.274 ± 0.177	/	/	/	/	/	0.464 ± 0.212	/	/	/	/	/	/	/
750	0.685	0.126	/	/	/	/	/	0.03	/	/	/	/	/	/	/
1000	/	/	/	-0.038 ± 0.092	/	-0.333 ± 0.287	/	/	/	-0.131 ± 0.094	/	/	/	/	/
Forest proportion															
250	/	/	0.298 ± 0.132	0.207 ± 0.102	/	/	/	/	/	0.166	/	/	/	/	/
500	/	/	0.025	0.044	/	/	-0.104 ± 0.102	0.163 ± 0.173	-0.103 ± 0.102	/	/	/	/	/	/
750	/	/	/	/	/	/	0.312	0.348	0.316	/	/	/	/	/	/
1000	/	/	/	/	-0.332 ± 0.229	/	/	/	/	/	/	/	/	/	-0.051 ± 0.098
	/	/	/	/	0.149	/	/	/	/	/	/	/	/	/	0.606

(BB: *Barbastella barbastellus*; ES: *Eptesicus serotinus*; MN: *Myotis nattereri*; Msp: *Myotis spp.*; NL: *Nyctalus leislerii*; NN: *Nyctalus noctula*; PKN: *Pipistrellus kuhlii/nathusii*; PP: *Pipistrellus pipistrellus*; Plsp: *Plecotus spp.*; RF: *Rhinolophus ferrumequinum*; RH: *Rhinolophus hipposideros*; FF: fast-flying species guild; Gl: gleaner species guild)

Table S2.7. Loss of activity in relation to the distance to the nearest wind turbine (distWT), calculated as a percentage of the maximum predicted number of bat passes for a given distance (1-[predicted activity of a given distance / maximum predicted activity]) for species significantly affected (BB: *Barbastella barbastellus*; Msp: *Myotis spp.*; NL: *Nyctalus leislerii*; PP: *Pipistrellus pipistrellus*; Plsp: *Plecotus spp.*; FF: fast-flying species guild; Gl: gleaner species guild).

distWT	BB	Msp	NL	PP	Plsp	FF	Gl
0	51.56	52.50	81.64	71.48	62.63	56.58	94.74
10	51.21	52.15	80.66	71.12	62.26	56.21	94.58
20	50.86	51.79	79.65	70.76	61.89	55.84	94.42
30	50.47	51.43	78.60	70.39	61.51	55.47	94.25
40	50.11	51.07	77.52	70.02	61.13	55.10	94.08
50	49.71	50.70	76.40	69.64	60.75	54.73	93.90
60	49.34	50.33	75.24	69.25	60.36	54.35	93.72
70	48.94	49.96	74.05	68.87	59.97	53.96	93.53
80	48.57	49.59	72.82	68.47	59.57	53.58	93.34
90	48.20	49.21	71.56	68.08	59.17	53.19	93.14
100	47.82	48.83	70.27	67.67	58.77	52.80	92.94
110	47.44	48.45	68.94	67.26	58.36	52.40	92.72
120	47.06	48.06	67.58	66.85	57.95	52.00	92.51
130	46.68	47.67	66.19	66.43	57.53	51.60	92.28
140	46.29	47.28	64.76	66.01	57.11	51.20	92.05
150	45.90	46.89	63.31	65.58	56.69	50.79	91.82
160	45.51	46.49	61.83	65.14	56.26	50.37	91.57
170	45.11	46.09	60.32	64.70	55.82	49.96	91.32
180	44.71	45.69	58.78	64.26	55.39	49.54	91.06
190	44.31	45.28	57.22	63.81	54.95	49.12	90.79
200	43.91	44.88	55.64	63.35	54.50	48.69	90.52
210	43.50	44.46	54.04	62.89	54.05	48.26	90.23
220	43.09	44.05	52.42	62.42	53.60	47.83	89.94
230	42.68	43.63	50.78	61.95	53.14	47.39	89.64
240	42.26	43.21	49.13	61.46	52.67	46.95	89.33
250	41.84	42.79	47.47	60.98	52.21	46.51	89.01
260	41.42	42.36	45.79	60.49	51.73	46.06	88.68
270	41.00	41.93	44.11	59.99	51.26	45.61	88.35
280	40.57	41.49	42.42	59.48	50.77	45.15	88.00
290	40.14	41.06	40.74	58.97	50.29	44.69	87.64
300	39.70	40.62	39.05	58.45	49.79	44.23	87.27
310	39.27	40.17	37.36	57.93	49.30	43.76	86.89
320	38.83	39.72	35.68	57.40	48.80	43.29	86.50
330	38.38	39.27	34.02	56.86	48.29	42.81	86.09
340	37.94	38.82	32.36	56.31	47.78	42.34	85.68
350	37.49	38.36	30.72	55.76	47.26	41.85	85.25
360	37.03	37.90	29.09	55.20	46.74	41.37	84.81
370	36.58	37.44	27.49	54.64	46.21	40.87	84.36
380	36.12	36.97	25.92	54.06	45.68	40.38	83.89
390	35.65	36.50	24.37	53.48	45.14	39.88	83.41
400	35.19	36.03	22.85	52.90	44.60	39.38	82.91
410	34.72	35.55	21.37	52.30	44.05	38.87	82.40
420	34.24	35.07	19.92	51.70	43.50	38.36	81.87
430	33.76	34.58	18.52	51.09	42.94	37.84	81.33
440	33.28	34.09	17.15	50.47	42.38	37.32	80.78
450	32.80	33.60	15.84	49.85	41.81	36.79	80.20
460	32.31	33.10	14.57	49.21	41.23	36.26	79.61
470	31.82	32.60	13.36	48.57	40.65	35.73	79.00
480	31.33	32.10	12.20	47.92	40.06	35.19	78.37
490	30.83	31.59	11.10	47.27	39.47	34.65	77.73
500	30.33	31.08	10.06	46.60	38.87	34.10	77.06
510	29.82	30.57	9.08	45.93	38.27	33.55	76.37
520	29.31	30.05	8.16	45.24	37.65	32.99	75.67
530	28.80	29.52	7.31	44.55	37.04	32.43	74.94
540	28.28	29.00	6.54	43.85	36.42	31.87	74.19
550	27.76	28.47	5.83	43.14	35.79	31.30	73.42
560	27.24	27.93	5.19	42.42	35.15	30.72	72.63
570	26.71	27.39	4.63	41.70	34.51	30.14	71.81
580	26.18	26.85	4.15	40.96	33.86	29.55	70.97
590	25.65	26.30	3.74	40.22	33.21	28.96	70.10
600	25.11	25.75	3.41	39.46	32.55	28.37	69.21

610	24.56	25.20	3.16	38.70	31.88	27.77	68.29
620	24.02	24.64	2.99	37.92	31.21	27.16	67.34
630	23.46	24.08	2.89	37.14	30.53	26.55	66.36
640	22.91	23.51	2.88	36.35	29.84	25.94	65.36
650	22.35	22.94	2.94	35.54	29.14	25.32	64.32
660	21.79	22.36	3.09	34.73	28.44	24.69	63.25
670	21.22	21.78	3.31	33.90	27.74	24.06	62.16
680	20.65	21.20	3.62	33.07	27.02	23.43	61.03
690	20.07	20.61	4.00	32.22	26.30	22.79	59.86
700	19.49	20.02	4.46	31.37	25.57	22.14	58.66
710	18.91	19.42	4.99	30.50	24.83	21.49	57.43
720	18.32	18.82	5.60	29.62	24.09	20.83	56.15
730	17.73	18.21	6.29	28.74	23.34	20.17	54.84
740	17.13	17.60	7.04	27.84	22.58	19.50	53.49
750	16.53	16.98	7.86	26.92	21.81	18.82	52.10
760	15.92	16.36	8.75	26.00	21.04	18.14	50.67
770	15.31	15.74	9.71	25.07	20.26	17.46	49.20
780	14.70	15.11	10.73	24.12	19.47	16.77	47.68
790	14.08	14.47	11.81	23.16	18.67	16.07	46.12
800	13.46	13.83	12.95	22.19	17.87	15.37	44.51
810	12.83	13.19	14.15	21.21	17.06	14.66	42.85
820	12.20	12.54	15.40	20.22	16.24	13.94	41.14
830	11.56	11.89	16.70	19.21	15.41	13.22	39.38
840	10.92	11.23	18.04	18.19	14.57	12.49	37.57
850	10.27	10.57	19.43	17.16	13.73	11.76	35.71
860	9.62	9.90	20.87	16.11	12.87	11.02	33.78
870	8.97	9.22	22.34	15.05	12.01	10.28	31.80
880	8.31	8.55	23.84	13.98	11.14	9.52	29.77
890	7.64	7.86	25.38	12.89	10.26	8.77	27.67
900	6.97	7.17	26.95	11.79	9.37	8.00	25.51
910	6.30	6.48	28.54	10.68	8.48	7.23	23.28
920	5.62	5.78	30.16	9.55	7.57	6.46	20.99
930	4.93	5.08	31.79	8.41	6.66	5.67	18.63
940	4.24	4.37	33.44	7.25	5.74	4.88	16.19
950	3.55	3.65	35.11	6.08	4.80	4.08	13.69
960	2.85	2.93	36.78	4.90	3.86	3.28	11.11
970	2.14	2.21	38.47	3.69	2.91	2.47	8.45
980	1.44	1.48	40.15	2.48	1.95	1.65	5.72
990	0.72	0.74	41.84	1.25	0.98	0.83	2.90
1000	0.00	0.00	43.53	0.00	0.00	0.00	0.00

Discussion & perspectives

1. Approche méthodologique pour l'utilisation des données générées par les détecteurs-enregistreurs passifs

Du fait de leur autonomie l'arrivée sur le marché des détecteurs-enregistreurs passifs a en quelque sorte révolutionné les pratiques liées à l'étude des chiroptères aussi bien dans le domaine de la recherche académique que ceux des expertises environnementales. Or l'utilisation de ces détecteurs-enregistreurs passifs nécessite d'avoir recours à l'identification automatique en raison de la quantité de données générées. Plusieurs auteurs ont récemment émis des inquiétudes sur le recours à ces méthodes du fait de taux d'erreurs globaux dans l'identification automatique (Russo & Voigt 2016 ; Russo et al. 2017 ; Rydell et al. 2017). En effet, contrairement aux chants des oiseaux, les écholocations de chiroptères n'ont pas comme première vocation pour l'émetteur de signaler l'identité de son espèce et de son statut reproducteur. Il s'agit de signaux dont le principal objectif est la géolocalisation des obstacles et proies (Voigt *et al.* 2017), ces signaux sont par nature très convergents entre espèces et c'est ce qui rend intrinsèquement difficile l'identification des espèces (Obrist et al. 2004 ; Barataud 2015). Le cadre méthodologique que nous proposons confirme cependant qu'il est possible d'utiliser l'indice de confiance de l'identification automatique fourni par ces logiciels d'identification (probabilité d'assignation de l'espèce par l'algorithme utilisé, ici le Random Forest ; Bas et al. 2017), pour modéliser le risque d'erreur et optimiser la quantité de vérifications manuelles. L'identification automatique couplée à une validation manuelle d'une faible partie des données nommée identification semi-automatique (Newson, Evans & Gillings 2015), permet une approche optimisée et objectivée de la prise en compte des incertitudes sur les identifications. Ceci permet donc de bénéficier pleinement des avantages de la collecte massive de données d'activité pour des problématiques d'écologie et de biologie

de la conservation. En effet, la méthode propose d'accepter un taux d'erreur dans l'identification automatique, tout en permettant des analyses statistiques sur un grand nombre de données, et cela en vérifiant que ce taux d'erreur ne biaise pas les résultats. Ceci est d'autant plus intéressant que dans beaucoup de cas ce type de méthode permettra d'étudier des espèces rares et souvent sensibles qu'il ne serait pas possible d'étudier si nous cherchions à minimiser au maximum le risque d'erreur, une minimisation engendrant à partir d'un certain seuil plus d'élimination de faux négatif que de faux positifs.

Améliorer les méthodes de traitement et d'analyse acoustique des données de terrain est une formidable opportunité d'optimiser l'utilité des données issues de sciences participatives contribuant à l'amélioration large échelle des connaissances, au suivi de patterns écologiques (Newson, Evans & Gillings 2015) et permettant de mettre en évidence des déclin de populations (Kerbiriou et al. 2015 ; Jeliaskov et al. 2016). Ce type de méthode peut également se révéler très utile auprès des professionnels menant les études d'impacts environnementales et les suivis dans le cadre de projets éoliens, et plus largement tout autre type de projet. En effet, dans ces structures, associations et bureaux d'études pour la plupart, il existe un réel compromis entre effort investi sur le terrain et gain d'information (Duelli & Obrist 1998). Bien que le coût d'échantillonnage sur le terrain soit un argument central dans le fonctionnement et la viabilité de ces structures, la variation de cette valeur monétaire en fonction des choix de méthodes d'investissements sur le terrain ainsi que le traitement des données est peu étudiée (Gardner *et al.* 2008). L'identification des espèces issue d'enregistreurs autonomes générant beaucoup de données est particulièrement chronophage malgré les logiciels de détermination automatique (Wimmer et al. 2013 ; Froidevaux et al. 2014), notre méthode pourra donc être utile à ces structures dans des contextes professionnels. Les validations peuvent profiter aux classificateurs eux-mêmes dont l'efficacité repose sur une base de référence de qualité. De plus, les sons étant archivés, et la recherche sur les outils

de classification ne cessant de progresser, une ré-analyse rétrospective des enregistrements dans le futur avec des outils plus performants est fortement envisageable, ce qui s'apparente donc aux approches collection.

Cette approche est cependant amenée à évoluer avec des possibilités de complexification. En effet jusqu'ici la modélisation du risque d'erreur repose sur des modèles très simples ne mettant en relation que les erreurs suite au processus de validation manuelle d'un sous ensemble de données avec leurs indices de confiance correspondants. L'ajout de certaines covariables aux modèles pourrait améliorer la précision de la prédiction de l'indice de confiance, servant de filtre pour la sélection des données comportant un risque d'erreur maximum donné. Parmi ces covariables, le nombre de données sur la nuit de l'espèce à modéliser sur le point d'enregistrement, la proportion d'indices de confiances élevés pour cette espèce sur le point d'enregistrement, ou encore l'abondance et l'indice de confiance des espèces acoustiquement très proches, avec lesquelles les erreurs se produisent, pourraient améliorer la précision. Il pourrait aussi être envisagé suite à cette complexification de tester une autre façon de réaliser la prédiction. Jusqu'ici un indice de confiance unique servant de filtre était prédit pour un taux d'erreur maximum toléré donné. Il est possible qu'à partir d'un modèle plus complexe nous adaptions la prédiction à chaque donnée du jeu de donnée, permettant une prédiction individualisée du risque d'erreur sur la donnée, le filtre des données serait ensuite appliqué en ne sélectionnant que les données ayant un risque d'erreur maximum donné.

Bien entendu et comme démontré dans ce chapitre, ce type d'optimisation de méthode de traitement et d'analyse des données acoustiques trouve aussi une utilité dans des études ciblées à but scientifique où une question précise se pose, telle que l'impact des éoliennes sur l'activité en chiroptères.

2. Mesure de la perte d'attractivité des habitats engendrée par les éoliennes

Grâce à l'amélioration de la procédure de sélection des données pouvant servir aux analyses de l'effet des éoliennes sur les chiroptères, nous avons pu détecter un fort impact négatif sur l'activité et ce à plus de 1000 m pour presque toutes les espèces. Ainsi, l'activité enregistrée sur les haies augmente de façon linéaire avec la distance à l'éolienne la plus proche jusqu'à la distance maximale échantillonnée. Ceci suggère que le retour à une activité normale n'est pas détecté et que de ce fait l'impact se prolonge à plus de 1000 m, excepté pour la Noctule de Leisler dont un optimum a été trouvé autour de 640 m. Un résultat majeur est que parmi les espèces impactées certaines n'étaient jusqu'ici pas connues pour être sensibles aux éoliennes par mortalité, telles que la Barbastelle d'Europe, les espèces de murins ou encore les oreillards (Roemer *et al.* 2017). La Barbastelle d'Europe est une espèce de l'Annexe II de la Directive Habitats 92/43/CEE, renforçant l'importance de ce résultat. Parmi les espèces impactées certaines sont également en fort déclin à l'échelle française depuis 10 ans, telles que la Pipistrelle commune, les espèces de noctules et les murins (Kerbiriou *et al.* 2015a). Un tel phénomène de répulsion longue distance des éoliennes tout en se focalisant sur un habitat très important pour les chiroptères engendre donc des pertes de fréquentation qui peuvent être quantifiées, menant à des linéaires de haies moins fréquentés par les chiroptères qui devraient être compensés. Par exemple, concernant le groupe d'espèces le plus impacté, les espèces glaneuses, cet impact négatif serait équivalent à 2400 km de haies perdues pour ces espèces, avec toutes les conséquences que nous ne connaissons pas à l'heure actuelle sur les dynamiques de populations.

Ces résultats démontrent aussi que les recommandations européennes EUROBATS d'implantation à plus de 200 m de toutes lisières arborées sont largement insuffisantes, bien qu'initialement prévues pour réduire le risque de mortalité (Rodrigues *et al.* 2015). En plus d'être insuffisantes, ces recommandations ne sont actuellement pas du tout respectées si l'on

considère les implantations actuelles dans le grand-ouest de la France, avec 89% des éoliennes implantées à moins de 200 m d'une lisière.

3. Pratique d'évitement de l'impact des installations éoliennes au regard de la réglementation et des pertes d'attractivité des habitats

Le fait que les recommandations européennes (EUROBATS pour laquelle la France est signataire) en plus d'être insuffisantes, ne soient actuellement pas du tout respectées, soulève des questions sur les autorisations délivrées par l'autorité environnementale, et sur les possibilités d'intégration de nos résultats dans les doctrines, afin de rendre obligatoire la compensation de ces pertes écologiques jusqu'ici ignorées. D'un point de vue opérationnel et pratique, une méthode simple de calcul de la perte pourrait être envisagée, après avoir mis en œuvre tous les efforts possibles afin d'implanter les éoliennes au plus loin des lisières, tel que précédemment décrit dans la figure S2.2 de l'annexe de l'article 2. Ceci impliquerait également de rediriger les parcs éoliens vers les zones les moins bocagères pour lesquelles il sera très difficile i) de trouver des secteurs loin de haies ou de lisières forestières, et ii) de créer de nouveaux linéaires de haies en compensation, la capacité de charge supplémentaire attendue de ces paysages étant faible. De plus, la haie lorsqu'elle vient d'être implantée est un milieu qui met beaucoup de temps à acquérir ses qualités attractives pour les chiroptères (structure horizontale et verticale, quantité de bois) (Boughey et al. 2011b ; Lacoeyllhe et al. 2016). D'autres alternatives de compensation seraient donc utiles en complément, lorsque l'objectif premier sera d'obtenir des résultats sur un pas de temps plus court, par exemple en choisissant d'autres types d'infrastructures agroécologiques ou des changements de pratiques agricoles.

Cependant, d'autres pistes de réflexion sont également nécessaires pour améliorer la prise en compte de ce nouveau type d'impact, pouvant avoir d'importantes conséquences sur les

dynamiques de population en affectant la relation entre qualité des habitats et dynamique des populations (Ney-nifle & Mangel 2000; Rybicki & Hanski 2013; Froidevaux *et al.* 2017). En effet, il semble actuellement difficile d'appliquer de façon totalement efficace les étapes d'évitement et de réduction (Lintott *et al.* 2016), qui plus est sur les territoires bocagers où implanter les éoliennes à plus de 1000 m des lisières est peu réalisable. La compensation avec toute l'incertitude associée sur son efficacité ne doit être envisagée qu'en dernier recours. Ainsi, il semble indispensable de poursuivre avec des études s'intéressant à la compréhension des mécanismes chez les chiroptères qui provoquent de tels évitements aidant à optimiser les étapes d'évitement et de réduction.

CHAPITRE 2

Quelles mesures d’accompagnement ou de compensation en réponse à l’implantation d’éoliennes ?

Sommaire :

Introduction	141
Article 3. Millon L., Barré K., Julliard R., Compere P., Kerbiriou C. <u>The assessment of ecological equivalences supporting the implementation of offset measures: a case study in intensive farming landscape in north-west France.</u>	
Annexes.....	181
Vers d’autres formes de compensation : les changements de pratiques agricoles	203
Article 4. Barré K., Julliard R., Le Viol I., Chiron F., Kerbiriou C. <u>Tillage and herbicide reduction mitigate the gap between conventional and organic farming effects on foraging activity of insectivorous bats.</u>	
Annexes.....	237
Optimiser les gains écologiques de la simplification du travail du sol	251
Article 5. Barré K., Le Viol I., Julliard R., Kerbiriou C. <u>Weed control method drives conservation tillage efficiency on farmland breeding birds.</u>	
Annexes.....	281
Discussion & perspectives.....	297

Introduction

Les projets d'aménagement du territoire (en particulier les infrastructures de transport, de production d'électricité), l'urbanisation, ainsi que l'intensification agricole, constituent les principales causes du déclin de la biodiversité (Balmford & Bond 2005 ; Brook et al. 2008 ; Maxwell et al. 2016). Des législations ont été adoptées dans l'objectif d'enrayer ces déclins eux-mêmes ayant des conséquences sur le fonctionnement des écosystèmes et le bien-être humain (Millennium Ecosystem Assessment 2005), ainsi que sur le devenir de l'humanité et son fonctionnement économique (Cardinale *et al.* 2012). On retrouve parmi ces outils législatifs, la protection des espèces et des habitats grâce à la Directive Habitats (92/43/CEE) et la Directive Oiseaux (2009/147/CE) en Europe, et l'« *Endangered Species Act* » aux USA. La Directive Habitats initiée en 1992 une protection stricte d'espèces et d'habitats listés en annexe IV par son article 12, elle constitue avec la Directive Oiseaux le pilier de la mise en place du réseau d'aires protégées Natura 2000. L'article 16 de la Directive Habitats en revanche permet de déroger à cette protection à condition que des solutions alternatives à l'implantation d'infrastructures au sein de ces espaces ne soient pas envisageables, que le projet soit d'intérêt public et qu'il ne remette pas en cause le maintien dans un état de conservation favorable les espèces concernées. Ainsi est né grâce à cette Directive en Europe le concept d'« objectif d'absence de perte nette de biodiversité ». Ce concept fut ensuite retranscrit par le « *Business and Biodiversity Offsets Programme* » (BBOP) explicitant la démarche censée conduire à une absence de perte nette de biodiversité dans le cas d'impacts de projets, par une chronologie d'étapes visant à éviter, réduire puis compenser (ERC) les impacts si certains n'ont pu être totalement évités. Même si en France cette notion apparaît dès la loi sur la protection de la nature de 1976, il a fallu attendre l'arrêté du 19 février 2007 fixant les conditions de demande de dérogations à la destruction d'espèces protégées ainsi que la loi Grenelle II (2010-788) du 12 juillet 2010 réformant l'étude d'impact, pour que la

séquence ERC soit réellement appliquée. En théorie cette séquence implique que la compensation soit utilisée en dernier recours après que l'aménageur ait démontré une optimisation maximale des étapes d'évitement et de réduction. La compensation s'effectue principalement en nature avec la création ou la restauration de nouveaux éléments dans le paysage le plus proche possible écologiquement et spatialement des pertes générées (MEDDE 2012).

Parmi les projets d'aménagement, l'énergie éolienne pose de réelles difficultés d'application de la séquence ERC. Les études d'impacts ayant pour objectif d'évaluer les impacts générés par le projet et de définir la stratégie requise pour atteindre l'absence de perte nette de biodiversité, ne suffisent pas à éliminer les impacts constatés dans les suivis post-construction (Lintott *et al.* 2016). En effet, les impacts sont diffus et continus dans le temps, intervenant lors de la phase d'exploitation. Ils concernent des événements de mortalité par collision directe avec les pales du rotor ou barotraumatisme avec l'avifaune et les chiroptères (Barclay *et al.* 2007 ; Kunz *et al.* 2007 ; Baerwald *et al.* 2008 ; Northrup & Wittemyer 2013 ; Erickson *et al.* 2014 ; O'Shea *et al.* 2016) ainsi que des pertes d'habitats (Minderman *et al.* 2012, 2017 ; Millon *et al.* 2015) comme déjà mentionné dans ce manuscrit, tous deux actuellement non quantifiables. Dans ce contexte, le calcul des gains nécessaires en compensation des pertes, nommé équivalence, n'est donc pas possible. La conséquence directe de ces limitations est que les projets éoliens font peu l'objet de mesures de compensation en raison des difficultés à estimer l'impact, et surtout d'y associer une compensation contrebalançant des pertes continues dans le temps. Cela conduit à des mesures que l'on qualifie plutôt de mesures d'accompagnement qui ne sont pas dimensionnées aux impacts réels. En effet, même si la connaissance de l'impact pour sa quantification est aujourd'hui limitée, ceci n'exclut pas des conséquences probables sur les effectifs et dynamiques de populations. Il paraît donc indispensable malgré ces manques d'apporter des gains de biodiversité ne serait-ce qu'estimés

sur avis d'experts, même si ceux-ci n'entrent pas dans le cadre d'une stricte équivalence au sens juridique de la doctrine ERC.

L'éolien ayant une forte tendance à être implanté en milieu agricole (Staid & Guikema 2013), les mesures d'accompagnement possibles sont classiquement l'implantation d'infrastructures agroécologiques, telles que les haies ou jachères, pouvant constituer des mesures efficaces pour l'avifaune et les chiroptères (Peste et al. 2015 ; Millon et al. 2015). Cependant certaines de ses mesures peuvent s'avérer complexes à mettre en place en paysage agricole intensif, dans la mesure où certaines telles que les jachères engendrent des pertes de production pour l'agriculteur. Peu acceptables par le monde agricole, la définition de ces mesures peut se traduire par des situations de blocages. Ces blocages peuvent persister y compris face à des propositions de compensations financières dimensionnées aux pertes, probablement pour des raisons sociétales où il est difficile d'admettre de geler des terres productives. De plus, les impacts de l'éolien sur la biodiversité concernent beaucoup d'espèces aux exigences écologiques contrastées, variant au cours de l'année et dont les réponses aux différentes mesures d'accompagnement peuvent être très différentes, voire opposées (Millon *et al.* 2015). Ces mesures sont donc souvent contraignantes dans les paysages intensifs, ce qui limite souvent leur usage, soulignant la nécessité d'explorer les possibilités de compensation alternatives telles que les infrastructures agroécologiques (article 3), ainsi que les alternatives potentielles à ces infrastructures tels que les changements de pratiques agricoles (articles 4 et 5).

Dans ce contexte, il apparaît nécessaire d'être capable de proposer des mesures alternatives en cas de blocage. En effet, un cas d'étude s'est intéressé à cet aspect dans l'article 3, où il était difficile de trouver des agriculteurs volontaires pour réaliser 2 ha de jachère par éolienne en compensation (mesure dont le dimensionnement avait été décrété arbitrairement et sans rapport avec les espèces impactées par l'autorité environnementale). Un calcul d'équivalence

avec d'autres types de mesures économiquement et socialement plus acceptables a donc été réalisé afin de trouver des alternatives, permettant de remplacer la jachère par son équivalent en autres types de mesures agroécologiques. Dans ce cas d'étude, l'équivalence entre le gain apporté par les 2 ha de jachère et la perte de biodiversité engendrée par l'impact n'était donc pas réellement évaluée. Ceci laissait ainsi beaucoup de possibilités sur le choix du type de mesure, soulignant l'importance de considérer leur acceptabilité économique et sociale. De ce fait, le calcul d'équivalence entre les 2 ha de jachère et les mesures alternatives intègre également une possibilité de modulation en fonction du type de projet et des parties prenantes locales, par un jeu de pondération des espèces. Ces pondérations ont pour but essentiel d'objectiver les poids relatifs des espèces selon leur degré de sensibilité au projet par exemple, mais aussi d'optimiser les chances que les acteurs concernés acceptent et mettent réellement en place la compensation. Tout ceci rejoint un débat d'actualité sur le « tri » des espèces à conserver, la majorité des scientifiques s'entendant sur la nécessité de prioriser sur certains compartiments de la diversité biologique face à ces pertes et déclin globaux. Beaucoup de scientifiques émettent des doutes sur le bien-fondé du recourt au concept utilitariste des services écosystémiques par exemple (Rudd 2011). Ceci soulève alors la question des critères à utiliser pour définir les degrés de menaces, de la place de la « patrimonialité » des espèces, ou encore du rôle « ingénieur » de certaines espèces pouvant par leur conservation bénéficier aux autres. Idéalement ces critères doivent être objectivés pour permettre de simplifier la compensation dans un contexte où compenser chaque espèces impactées indépendamment les unes des autres semble peu réaliste. Dans ce sens l'article 3 de ce chapitre expose le calcul d'une équivalence écologique entre types de mesures d'accompagnement intégrant simultanément toutes les espèces recensées sur le site du projet. Il propose ensuite une modulation de l'équivalence selon trois scénarios, incluant plus ou moins de choix de pondération de la part des parties prenantes. Le premier est un scénario

neutre considérant toutes les espèces à égalité dans le calcul d'équivalence, le second donne un double poids aux espèces négativement impactées par les éoliennes, et le dernier donne plus de poids aux espèces négativement impactées par les éoliennes, aux busards (en raison de leur forte sensibilité aux dérangements et collisions), à la saison de reproduction des chiroptères (étant une période critique pour les femelles et le succès de l'envol de leurs petits) et aux espèces d'oiseaux agricoles (étant les premières impactées par le projet). La démarche est développée dans l'idée de pouvoir adapter au contexte local le choix d'une mesure acceptable pour l'ensemble des parties prenantes et optimale pour un maximum d'espèces. Cependant, ceci engendre une part de subjectivité, néanmoins nécessaire dans la recherche de leviers permettant à la compensation d'être réellement mise en place

La difficulté pour trouver des sites de mise en place de ces mesures, de type infrastructures agroécologiques, est donc une des principales causes de compensations réalisées longtemps après l'impact (Regnery, Couvet & Kerbiriou 2013) ou même non réalisées (Quétier, Regnery & Levrel 2014).

Article 3

The assessment of ecological equivalences supporting the implementation of offset measures: a case study in intensive farming landscape in north-west France.

Lara Millon^{a,b}, Kévin Barré^a, Romain Julliard^a, Pierre Compere^b, Christian Kerbiriou^a

^a: Muséum National d'Histoire Naturelle, Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation, UMR 7204 MNHN-CNRS, 55 rue Buffon, 75 005 Paris, France

^b: Agrosolutions, 83 Avenue de la Grande Armée, 75 782 Paris, France

Corresponding author: Lara Millon, lara.millon@gmail.com

Fax: 01 40 79 38 35; Phone: 01 40 79 38 31

Highlights

*A new method to calculate ecological equivalences is described

*The method is applied to implement offset measures in the context of a wind farm

*The method is applicable for another set of data and considers local stakeholders

Keywords: Ecological equivalence; Bird and bat communities; local stakeholder; farming landscape; offsetting, wind farm.

Abstract

The goal of offset measures is to counteract the residual loss of biodiversity due to development projects. However, implementation of the mitigation hierarchy is currently very unsatisfactory from a biodiversity point of view and may be linked to methodological problems related to the quantification and qualification of biodiversity.

To advise wind farm developers on offsetting in farming landscapes, we proposed a method for calculating ecological equivalences between the currently imposed offset measure (i.e., converting cultivated fields in agricultural fallows) and alternative offset measures. Ecological equivalences were calculated from the gain of biodiversity of each offset measure compared to crops without an offset measure (control). Both bird and bat communities were studied. Evaluation of the ecological equivalences followed 3 scenarios that differed according to the weight assigned to different species. For each scenario, the currently imposed offset measure always gave the highest gain in biodiversity. Then, using the same dataset, different scenarios showed that hedgerows or grass strips were the best alternative offset measures. Local stakeholders were placed in the center of the conceptualization of the ecological equivalence model, particularly in the definition of species weighting. This facilitated the appropriation of the results and contributed to the successful implementation of offset measures thanks to the stakeholder's partnership.

1. Introduction

Habitat loss due to land development projects (e.g., transport infrastructure, power generation infrastructure, and urbanization) is a major driver of biodiversity loss (Balmford & Bond, 2005; Brook, Sodhi, & Bradshaw, 2008). Given this situation, governments tend to adopt legislation to protect species (e.g., Endangered Species Protection Act in the USA and Habitats Directive in Europe). However, strict protection may be bypassed through derogations under article 16 of the EU Habitats Directive (EC 1992, 2009). Developers should demonstrate that they have avoided and reduced their negative impacts on biodiversity as much as possible and that they will implement offset measures when residual effects persist (mitigation hierarchy, EC 2007).

Offsetting consists of implementing measures that counteract the residual loss of biodiversity and generate gains through management measures to achieve no net loss of biodiversity or a net environmental benefit (McKenney & Kiesecker, 2010). Offset measures may guarantee the sustainability of biodiversity gains through, for example, the restoration or creation of habitats on offset sites or regulatory safeguards on semi-natural habitats with high degrees of biodiversity. All processes require the participation of many stakeholders with different aims and perceptions (Quétier, Moura, Menuit, Boulnois, & Rufray, 2015; Reed, 2008).

Implementation and evaluation of offset measures requires the so-called ecological equivalence between biodiversity losses (i.e., residual effects after avoidance and reduction measures) and biodiversity gains through the implementation of offset measures (Quétier & Lavorel, 2011). Millon et al. (2015) highlighted that it could be difficult to calculate ecological equivalences for a set of species that have different ecological requirements throughout the year and do not respond to offset measures in the same way. Mitigation policies explicitly state that “in-kind compensatory mitigation is preferable to out-of-kind” (US EPA and DA 1990), such that, offset frameworks should be spatially and ecologically as

close as possible to the impacted area (McKenney & Kiesecker, 2010). Additionally, the difficulty of finding offsetting sites is one of the main reasons why compensation measures may only be achieved long after the impact (Regnery, Couvet, & Kerbiriou, 2013) and sometimes remain unachieved (Quétier, Regnery, & Levrel, 2014). In some cases (i.e., the French no net loss policy, Quétier et al., 2014), design of the offset is shifted down to local and regional permitting authorities, and even developers themselves, resulting in a highly variable and often ineffective project-by-project approach to offset supply. Thus, implementation of the mitigation hierarchy is currently unsatisfactory from a biodiversity point of view and this is partly linked to methodological problems related to the qualification and quantification of biodiversity (Quétier & Lavorel, 2011).

Workshops with different implicated stakeholders appear to be a very important tool. It might help understand their aims and perceptions of the landscape, and if they are placed at the center of decisions, it might facilitate the appropriation of results. Stakeholders may become actors to identify sites for the offset measures, thereby improving the biodiversity outcomes (Reed, 2008).

Wind farm installation in intensive agricultural landscapes and the associated offset measures is a particularly interesting situation for such a question. Project developers attempt to install wind farms on agricultural land, particularly in arable land dominated by open fields (Staid & Guikema, 2013). However, the wind energy industry is not completely free of negative impacts on biodiversity. Indeed, bat and bird fatalities induced by wind turbine blade rotation are regularly described in Europe (Peste et al., 2015; Rodrigues, Bach, Dubourg-Savage, Goodwin, Harbusch, 2008; Rydell et al., 2010) and North America (Arnett, Hein, Schirmacher, Huso, & Szewczak, 2013; Johnson et al., 2003; Kunz et al., 2007). These impacts, even at a low level, may be particularly harmful for species with a long life span, such as raptors, some of which are particularly threatened (Garvin, Jennelle, Drake, &

Grodsky, 2011). In addition, wind turbines may cause non-lethal impacts, such as the disturbance of migration routes, displacement and local habitat loss (Hötter, Thomsen, & Jeromin, 2006; Kuvlesky et al., 2007; Millon et al., 2015). Therefore, wind farm development requires the implementation of offset measures.

However, because of the landscape structure of intensive agriculture territories, offsetting close to the impacted area through the safeguards of a semi-natural habitat may be difficult to implement due to their rarity in such a landscape. A second approach that respects “on-site” offsetting is to exempt cultivated areas to create favorable habitats for biodiversity by converting cultivated fields into agricultural fallows. In our case study, in the first round of negotiations, the Regional Directorate for the Environment initially directed that every turbine should be compensated by the creation of 2 ha of agricultural fallow. However, this measure was socially challenged and difficult to implement. Environmental NGOs are not fully satisfied with this single measure, and wind farm developers fail to find enough agricultural surfaces to convert to fallow; farmers sometimes feel that they are being penalized twice as they are already affected by the installation of wind farms (using space by wind turbines and larger paths) and they feel that they need to withdraw land that was previously used for agriculture production. Thus, there is a need to identify alternative offset measures.

In a second round of negotiations, it was determined that alternative offset measures could be implemented, provided that the ecological equivalence of biodiversity gain contained in 2 ha of agricultural fallow would be respected. Therefore, we assessed the feasibility of alternative ecological mitigation for the installation of wind turbines in a farming landscape. First, during a workshop with all local stakeholders, sets of measures that already exist in the field (e.g., hedgerows, bushes, and grass strips) were identified. Such measures were considered potentially acceptable by all stakeholders to replace the current offset measure. Second, the NMNH evaluated the bird and bat communities for both the current and potential alternative

offset measures, and also on crops without offset measures (control). Third, the NMNH evaluated the gain (or loss) of biodiversity for each offset measure compared to the control, combining both fauna communities, and calculated the ecological equivalences between the current and potential alternative offset measures using 3 scenarios of weighting systems: (i) all species with the same weight, (ii) double weight for species identified as negatively impacted by wind farms or (iii) double weight for a selection of species identified by the community as species of interest. The ecological equivalences permitted us to adjust the length or surface of the alternative offset measure according to its efficacy. Finally, local stakeholders were asked to choose among the different scenarios, thereby placing them at the center of the conceptualization of the ecological equivalence model.

2. Methods

2.1.1 Study area

Our study was conducted from May to September 2013 in Champagne-Ardenne, in northeast France (fig. 1). This region is predominantly rural, with agricultural land covering 68 % of the territory, as calculated from Corine Land Cover data (see Supplementary Material A). In 2014, the Champagne-Ardenne region was ranked first in France in electricity production from wind (RTE 2014a) and produced the equivalent of approximately 30 % of its domestic consumption (RTE 2014b). The wind turbines studied had a 100 m high tower and 50 m long blades and were located in crop fields. (For more details on the landscape around the wind farm, see Supplementary Material B).

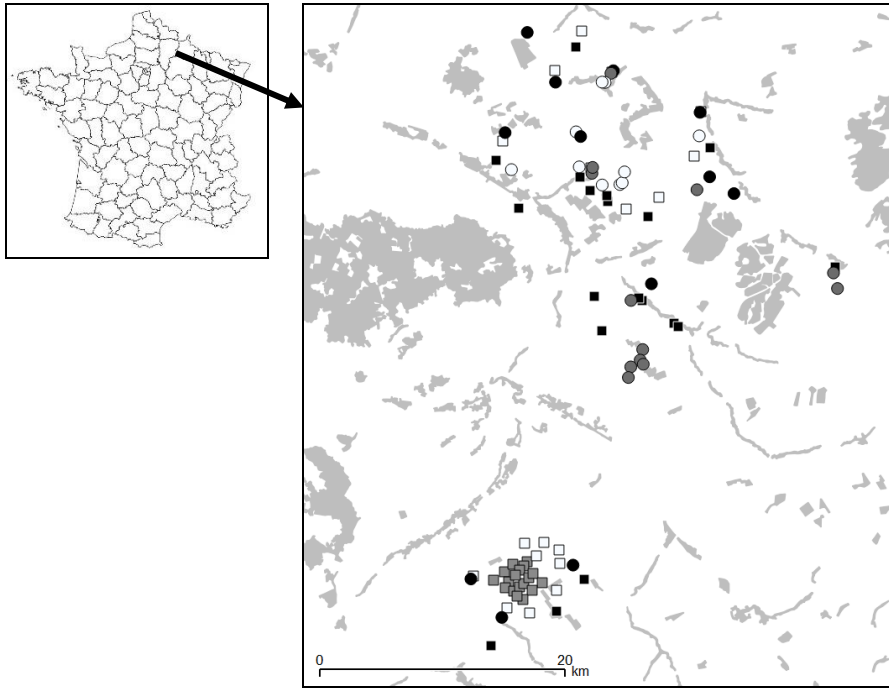


Figure 1: Sampling design map showing the sampled sites as follows: crops under wind farming (grey square), crops without compensation measure (white square), fallows (black square), grass strips (white circle), grass strips with bushes (gray circle), and hedgerows (black circle). In this intensive agricultural landscape, the woodlands are indicated in gray.

2.1.2 Potential offset measures tested

To determine which other offset measures could replace the fallows in Champagne-Ardenne, a group of local stakeholders was defined as follows: the wind farm developer (ENGIE), an environmental NGO, a local hunting association, the Regional Directorate for the Environment and Agrosolutions (the expertise and consultancy section of InVivo, the main French agricultural cooperative group). Together, they decided on a list of potential alternative offset measures present in the field: hedgerows, grass strips, bushes and grass strips with bushes. To assess ecological equivalences between the fallows and the potential alternative measure, we evaluated their gains in terms of biodiversity against crops without an offset measure (control). Bird and bat communities were sampled at all sites (current offset

measure, alternative offset measure and control) following the same protocol. For more details on current and potential alternative offset measures, see Supplementary Material B.

2.1.3. Characteristics of the landscape surrounding sampled sites and local field characteristics

Because biodiversity depends on the landscape structure beyond the offset measure of interest, the positions of the sampling points were selected to avoid correlations between offset measures and landscape structure (see Supplementary material B). In addition to the large-scale habitat structure, local field characteristics within a 100 m buffer area were also considered (crop mean height, number and type of crops in the fields, presence of farming trails and marginal strips of spontaneous herbaceous). Because these variables reflect the local landscape's heterogeneity, they may affect species abundance and were therefore taken into account in the modeling (see Supplementary Material B).

2.2 Biodiversity inventory

2.2.1 Breeding Bird inventory

We sampled birds in the spring of 2013 at 78 sites (Table 1) using the count point method following the recommendations of the French Breeding Bird Survey (Jiguet, Devictor, Julliard, & Couvet, 2012). Points were placed at the perimeter of the site and were separated by at least 200 m (the mean of the minimum distance between nearest points was 890 m, Fig. 1). Therefore, the number of points per site depended on the site's size, with a maximum of five points (Table 1, see Supplementary Material B.1 for the site sizes). Counts were performed from sunrise and up to four hours after sunrise. Each bird that was seen or heard at one point within a radius of 100 meters was counted, unless it was counted at a previous sampled point within the same site. Bird counts occurred twice, at six weeks before and five weeks after the 24th of May (first and second visit, respectively). The first sites sampled at the beginning of the fieldwork were the first sampled after the 24th of May. Each type of sites

(control, current and potential alternatives offset measures) was sampled early and late in the morning. In total, 340 and 337 count points respectively, were obtained by one observer, Julien Robak. This design sampling previously proved its ability to identify the effects of farming intensity and local landscape simplification in farming bird species abundance (Filippi-Codaccioni, Devictor, Bas, Clobert, & Julliard, 2010; Filippi-Codaccioni et al., 2010).

Table 1: Number of sites per modality sampled for each visit. Numbers in parentheses represent the number of count points per site.

Modality	Bird inventory via count point	Harrier's protocol via car transects	Harrier's protocol via observation points	Bat inventory via ultra-sound recording
Control				
<i>Crops without offset measure</i>	18 (5)	≈300	≈300 (1 to 8)	12(1)
Imposed offset measure				
<i>Fallows</i>	12 (1 to 5)	11	7 (1 to 6)	8(1)
Alternative offset measures				
<i>Hedgerows</i>	12 (2 to 5)	25	23 (1 to 6)	8(1)
<i>Grass strips</i>	12 (2 to 5)	17	17 (1 to 4)	8(1)
<i>Bushes</i>	12 (1)	35	30 (1 to 7)	8(1)
<i>Grass strips with bushes</i>	12 (3 to 5)	8	7 (1 to 2)	8(1)

2.2.2. Harrier survey

According to the low probability of observing species with a low density and large home range, such as birds of prey, we performed two other protocols (car transect and point count). Montagu's harrier (*Circus pygargus*) and hen harrier (*Circus cyaneus*) presence or absence was noted for each observed crop (Table 1). These protocols were performed during 38 half-days between the 29th of May and the 2nd of July. The hour varied according to the weather and harrier activity but was always performed when these species are known to be most active (6 h 30-12 h or 17 h-20 h 30). The first protocol was a car transects protocol, in which all harrier individuals were noted when present in a crop adjacent to the track. Transects of 36 ± 5 km were driven at 25 km/h. The second protocol was an observation points protocol, in which all individuals (up to 800 m away) visible with binoculars were noted. The number of

observation points per day was 5.8 ± 0.6 . Observation points were placed along car transects at high locations. One of the site types (control, current or alternative offset measure) was assigned to each crop according to what surrounded the observed crop. Indeed, we hypothesized that crop selection by a harrier was influenced by its surrounding. Moreover, it permitted us not to double count the same harrier hunting above an offset measure and above a crop just next to it.

2.2.3 Bat inventory

We sampled bats using standardized echolocation recordings on stationary points, which is a robust method to assess the relationship between bat activities and the corresponding habitat (Stahlschmidt & Brühl, 2012; Newson, Evans, & Gilings, 2015). Sites ($n=56$, table 1) were sampled during two visits (May to early July and mid-August to late September) in 2013 following a similar protocol as that designed for the French Bat Monitoring Programme (FBMP 2013, see Supplementary Material C). Due to some overlap among acoustic repertoires and the difficulty of assigning exact species to all bat calls, we constructed three groups, *Pipistrellus spp*, *Eptesicus-Nyctalus spp* and *Plecotus-Myotis spp*. Some species included in the same group may have had different ecologies but exhibited convergences from a foraging behavior perspective and consistency with respect to the detection distance (see Millon et al., 2015 and Supplementary Material C). Finally, some species were recorded on too few sites, and therefore they were grouped together to allow statistical analysis.

2.3 Ecological equivalences

2.3.1 Step one: species abundance modeling among offsets measures

The first step was assessment of the difference of biodiversity between the control site (crops without offset measure) and current offset measure (fallows) or crops with potential alternative offset measures (hedgerows, grass strips, bushes and grass strips with bushes, fig. 2). We assessed variations in bird abundance, harrier presence or bat activity (i.e., the

response variable) as a function of site, offset type, local field characteristics, weather conditions and material variables (the correlation between these explanatory variables were verified before using them in models, see Supplementary Material B). We performed generalized linear models (GLM) with a Poisson error distribution (for the count data) or a binomial error distribution (for the presence/absence data). Bird analyses were performed species by species because they have different detection probabilities and different biological requirements. Only avian species that were present in more than 5 % of the count points were studied at the species level (Fig 2, see Supplementary Material D). We grouped species (Sylvidae species and the two *Circus* species) because their individual abundances were too low, and because their biology was similar. Data from the different harrier protocols were analyzed separately. Inventories of birds were repeated on similar locations. Thus, we used generalized linear mixed models (GLMM), with the name of the site as the random effect. The GLM concerning bats was performed on each visit separately and at the group level. We explored data for potential spatial autocorrelation using a variogram tool (R package spatial, Bivand, Pebesma, & Gomez-Rubio, 2008). When needed, we added an autocovariate (i.e., a distance-weighted function of neighboring response values; here, weights by the square of inverse distance; Dormann et al., 2007; Penone et al., 2013) with the autocovariate distance function in R (package spdep, Roger Bivand). All analyses were performed using R statistical software v.3.0.2 (2013 The R foundation for Statistical Computing).

2.3.2 Step two: calculation of the gain (or loss) for each offset measure per protocol

Because of the modeling (step 1), each species or group of species had one parameter per offset measure that represented the difference between the control (i.e., intercept in the modeling) and the offset measure. The second step consisted of aggregating those parameters with an arithmetic mean for each protocol and each offset measure (Fig 2). According to the link (log) used in the Poisson error distribution, we transformed these means using the

exponential function. The difference between the exponential of the mean and the exponential of the intercept (crop without offset measure) yielded the gain (or loss) of bird, harriers or bat (according to the protocol) per offset measure added to a crop without offset measures (equation 1).

Equation 1: calculation of the gain for each offset measure per protocol. This equation was used for each offset measure and each protocol. Here, the intercept is crop without offset measure. We used the exponential function for back transformation according to the log link included in GLM and GLMM with a Poisson error distribution.

Equation 1. 1: Example with the breeding birds protocol in fallows:

$$\text{Gain}_{\text{fallow breeding bird}} = \exp ((\beta_{\text{fallow sp1}} + \beta_{\text{fallow sp2}} + \dots + \beta_{\text{fallow sp i}}) / i) - \exp(\text{intercept}),$$

where β = parameter from GLMM and i = number of bird species

Equation 1.2: Example with the breeding birds protocol in hedgerows:

$$\text{Gain}_{\text{hedgerow breeding bird}} = \exp ((\beta_{\text{hedgerow sp1}} + \beta_{\text{hedgerow sp2}} + \dots + \beta_{\text{hedgerow sp i}}) / i) - \exp(\text{intercept})$$

where β = parameter from GLMM and i = number of bird species

Equation 1.3: Example with the harriers protocol in fallows:

$$\text{Gain}_{\text{fallow harriers}} = \exp (\beta_{\text{fallow protocol1}} + \beta_{\text{fallow protocol 2}}) / 2) - \exp(\text{intercept})$$

where β = parameter from GLMM

Equation 1.4: Example with the bats protocol in fallows:

$$\text{Gain}_{\text{fallow bat}} = \exp ((\beta_{\text{fallow gr 1 visit1}} + \beta_{\text{fallow gr 2 visit 1}} + \dots + \beta_{\text{fallow gr k visit 2}}) / (k * 2)) - \exp(\text{intercept})$$

where β = parameter from GLM and k = number of bat groups

2.3.3 Step three: scaling the gain or loss according to the sampled surface

Currently, the sampled surfaces are different for each protocol (100 m radius for the bird count points, 25 m radius for the bat protocol and the site's size for the harrier protocols). To better utilize the results, gains or losses per protocol and per offset measure (step 2) were scaled to obtain a gain when 2 ha of fallow, 100 m of hedgerows, grass strip or grass strip with bushes or one bush were added to 2 ha of crop without offset measure (instead of having a gain when the mean of the sampled surface of fallow was added to the mean sampled surface of crop without offset measure for instance). This third step was performed by two cross-multiplications (Fig 2). The first was to scale the surface of the intercept (crop without offset measure) at 2 ha for each protocol, and thus, calculate the corresponding sampled surface for the other type of site (equation 2). For example, during the breeding bird protocol, the mean of the sampled surface per point was 3.14 ha for the crop without offset measure and 0.6 ha for the fallow (see Supplementary Material B for details). Thus, for 2 ha of crop without offset measure, the corresponding surface of fallow was 0.4 ha (equation 2.1). The second cross-multiplication scaled the surface of fallow at 2 ha or the lengths of hedgerows, grass strip or grass strip with bushes at 100 m and their associated gain or loss of biodiversity (equation 3). One bush was always sampled for all protocols; therefore, there was no need to scale it. We assumed that at this scale of transformation, a linear relationship between bird abundance or bat activity and area of all treatment was obtained, an assumption that seems credible, but would not be if we considered that the species richness was due to the species area curve (McGuinness, 1984).

Equation 2: First cross-multiplication to scale the surface of the intercept at 2 ha:

Equation 2.1: Example with the breeding bird protocol for the fallow:

$$CSF = (SSF/SSC_{wom}) \times 2$$

where CSF is the corresponding surface of the fallow, SSF is the mean of the sampled surface of fallow within bird sites (0.6 ha in our study, see Supplementary Material B for details) and SSCwom is the sampled surface of crop within bird sites without an offset measure (i.e., $\pi \times 100^2 / 10000 = 3.14\text{ha}$).

Equation 2.2: Example with the breeding bird protocol for the hedgerow:

$$CLH = (SSH/SSCwom) \times 2$$

where CLH is the corresponding length of the hedgerow, SSH is the mean of the sampled length of the hedgerow within bird sites (155 meters in our study, see Supplementary Material B for details) and SSCwom is the sampled surface of crop without an offset measure within bird sites (i.e., $\pi \times 100^2 / 10000 = 3.14\text{ha}$).

Equation 3: Second cross-multiplication to scale the gain of the offset measure for the same surface or length:

Equation 3.1: Example with the breeding bird protocol for the fallow:

$$Gain_{fallow\ breeding\ bird\ standardized} = Gain_{fallow\ breeding\ bird} * 2 / CSF$$

Equation 3.2: Example with the breeding bird protocol for the hedgerow:

$$Gain_{hedgerow\ breeding\ bird\ standardized} = Gain_{hedgerow\ breeding\ bird} * 100 / CLH$$

2.3.4 Step four: Calculation of ecological equivalences

After all gains and losses were calculated for the same metric of offset measures for each protocol, the means of those gains and losses per offset measure were calculated. The number of species or group of species was considered to give more weight to the protocol that studied more species (Equation 4, Fig 2). Then, the last step determined the length of hedgerows,

grass strip or grass strip with bushes and the number of bushes needed to obtain the same gain as the fallow (Equation 5, Fig 2). This was performed by simple cross-multiplication.

Equation 4: calculation of the gain or loss for each offset measure taking into account all protocols:

Equation 4.1: Example for the fallow

$$\text{Gain}_{\text{fallow all protocols}} = (\text{Gain}_{\text{fallow breeding bird standardized}} * i + \text{Gain}_{\text{fallow harriers standardized}} + \text{Gain}_{\text{fallow bats standardized}} * k) / (i + k + 1)$$

where i = number of bird species, k = number of bat group, and the + 1 for the harriers protocol.

Equation 5: Cross-multiplication to determine the length of the offset measure to replace the fallow:

Equation 5.1: Example with the hedgerow:

$$\text{Length}_{\text{hedgerow}} = \text{Gain}_{\text{fallow all protocols}} * 100 / \text{Gain}_{\text{hedgerow all protocols}}$$

2.4 Variation of this method among three scenarios of weighting systems

Scenario 1: Ecological equivalences were assessed considering that all taxa had the same weight (Fig 2, scenario 1). The weights in the last step referred to the number of species or groups of species in each protocol (see section 2.4.4).

Scenario 2: Ecological equivalences were assessed using a double weight for taxa negatively impacted by the wind farms (Fig 2, scenario 2, equation 6). The impacted species/taxa were defined from the results of a study performed on the impacted site (Fig. 1). In this study, we used statistical models that compared bird abundance or bat activity between crops without offset measures and crops under wind turbines without offset measures and found that

abundances of the common quail (*Coturnix coturnix*), the common blackbird (*Turdus merula*), the common chaffinch (*Fringilla coelebs*) and the Eurasian blackcap (*Sylvia atricapilla*) were lower under wind turbines than without wind farming (see Supplementary Material E). Although we did not have results for *Circus spp*, we defined them as impacted by wind farms according to the literature (Garvin et al., 2011, Fig 2, scenario 2, see equation 7). The activity of *Eptesicus-Nyctalus spp* at the second visit was also lower under wind farming (see Supplementary Material E, equation 6).

Equation 6: calculation of the gain for each offset measure for the breeding bird and bat protocols, taking into account taxa negatively impacted by wind farms (equation 1 modified):

Equation 6.1: Example with the breeding birds protocol in fallows with the species 1 (sp1) impacted by wind farms:

$$\text{Gain}_{\text{fallow breeding bird impacted}} = \exp((\beta_{\text{fallow sp1}} + \beta_{\text{fallow sp1}} + \beta_{\text{fallow sp2}} + \dots + \beta_{\text{fallow sp i}}) / (i + \text{number of impacted species})) - \exp(\text{intercept})$$

where i is the number of bird species.

Equation 7: calculation of the gain or loss for each offset measure taking into account all protocols, with the harrier protocol counting twice (equation 4 modified)

Equation 7.1: Example for the fallow:

$$\text{Gain}_{\text{fallow all protocols}} = (\text{Gain}_{\text{fallow breeding bird impacted standardized}} * i + \text{Gain}_{\text{fallow harriers standardized}} * 2 + \text{Gain}_{\text{fallow bats impacted standardized}} * k) / (i + k + 2)$$

where i = number of bird species, k = number of bat group, and the + 1 for the harriers protocol.

Scenario 3: Ecological equivalences were assessed considering a selection of taxa identified by the stakeholder community as species of interest (fig. 2, scenario 3).

This scenario was developed during group workshops in which the scientists of NMNH discussed potential developments but tried to remain “neutral facilitators” (Becu, Neef, Schreinemachers, & Sangkapitux, 2008) and tried not to influence stakeholders. First, priority was given to the bird farming species such that the offset measures would be more beneficial to the ecosystem. According to the Species Specialisation Index (SSI, Julliard, Clavel, Devictor, Jiguet, & Couvet, 2006), the farming species were the Eurasian skylark (*Alauda arvensis*), corn bunting (*Emberiza calandra*), common quail (*Coturnix coturnix*), yellow wagtail (*Motacilla flava*), common linet (*Linaria cannabina*), melodious warbler (*Hyppolais polyglotta*) and grey partridge (*Perdix perdix*). Parameters of the species that were not considered to represent farming species according to the SSI were averaged together before the third step (equation 8). Second, the weight of the bird species impacted by wind farming was doubled for the same reason as described for the second scenario (fig. 2, scenario 3, equation 6.1). Because wind farms impacted three of five non-farming species, the parameters of the non-farming species were also doubled. Third, to give more weight to the bat’s reproductive season, which is important if we want to maintain a persistent local population, the results from the first visit of the bat inventory were also double weighted (fig. 2, scenario 3, equation 9). Finally, in the fourth step, double weight was given to the harrier protocol results (fig. 2, scenario 3, equation 7). Indeed, these species are both impacted by wind farming (Garvin et al., 2011) and are highly important in an ecosystem as a top predator (Norrdahl & Korpimäki, 1995; Therrien, Gauthier, Korpimäki, & Bêty, 2014).

Equation 8: Averaging the parameters of non-farming bird species

Equation 8.1: Example for the fallow:

$$\sigma_{\text{fallow non-farming species}} = (\beta_{\text{fallow sp1}} + \beta_{\text{fallow sp2}} + \dots + \beta_{\text{fallow sp i}}) / i$$

where β = parameter from GLMM and i = number of non-farming bird species.

Equation 9: calculation of the gain for each offset measure for the bat protocol given more weight to the bat reproductive season (pass 1, equation 1.4 modified)

Equation 9.1: Example in fallows:

$$\text{Gain}_{\text{fallow bat visit 1 doubled}} = \exp((\beta_{\text{fallow gr 1 visit1}} + \beta_{\text{fallow gr 1 visit1}} + \beta_{\text{fallow gr 2 visit 1}} + \dots + \beta_{\text{fallow gr k visit 2}}) / (k * 2 + k) - \exp(\text{intercept}))$$

where β = parameter from GLM and k = number of bat groups.

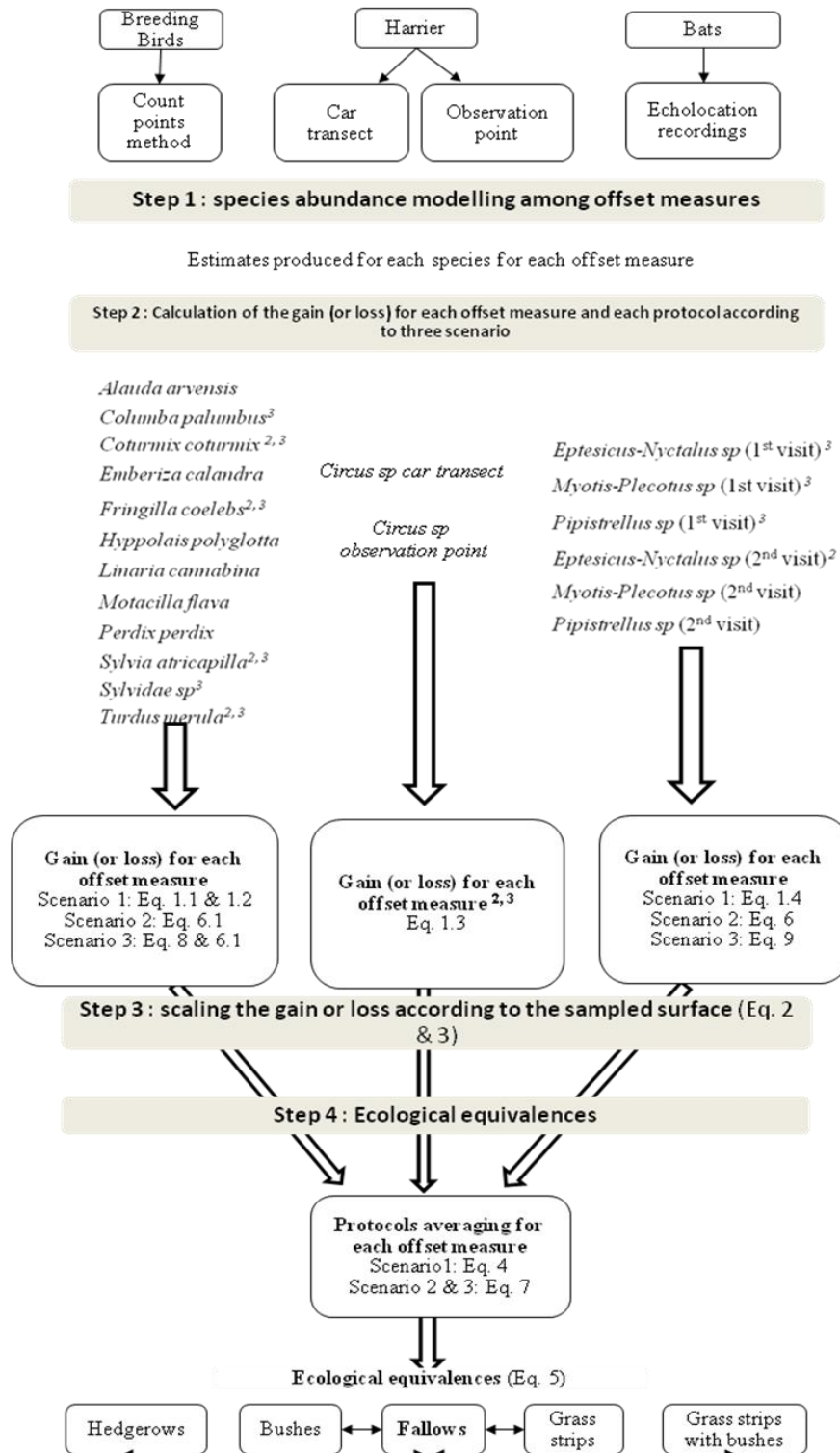


Figure 2: Steps to calculate ecological equivalences from data on breeding birds, harriers and bat species. The exponent number indicates the scenario in which the species, group of species or the mean per protocol is doubled. Eq. refers to the equations; when the scenario is not written, the equation is used for all scenarios.

3 Results

3.1 Species contacted

Seventy-four bird species were identified with the count point protocol (see Supplementary material D). Only 12 were present in more than 5 % of the total number of count points (Fig 2). The two species of harrier were observed in low abundance (only on 157 of 1853 crops with the car transect protocol and 96 of 1456 crops with the observation point protocol). A total of 9900 bat passes were recorded, 3926 during the first visit and 5985 during the second visit. The majority was from species in the *Pipistrellus* group, followed by the *Eptesicus-Nyctalus* group and the *Plecotus-Myotis* group (93 %, 4 % and 3 % of the total number of contacts, respectively, see Supplementary Material D).

3.2 Results from statistical models (step 1)

According to a slight spatial structure detected for *Alauda arvensis*, *Coturnix coturnix*, *Linaria cannabina*, *Fringilla coelebs*, *Sylvia atricapilla*, *Pipistrellus spp* (1st visit) and *Eptesicus-Nyctalus spp* (1st visit), the autocovariate function was added in the modeling. Statistical results were very different from one species to another (Tables 2 and 3, Fig. 3 and Supplementary Material F). For example, some species did not respond significantly positively to any compensation measures, including *Alauda arvensis*, *Columba palumbus*, *Coturnix coturnix*, *Emberiza calandra*, *Motacilla flava*, *Perdix perdix* (Table 2), and *Pipistrellus spp* at the 1st and 2nd visits, and *Eptesicus-Nyctalus spp* and *Plecotus-Myotis spp* from the 2nd visit (Table 3). Other species had a higher abundance only for the current compensation measure, with *Sylvia spp* (Table 2) and *Plecotus-Myotis spp* at the 1st visit (Table 3). *Hyppolais polyglota*, *Linaria cannabina*, *Turdus merula*, *Circus spp* (from both protocols, Table 2) and *Eptesicus-Nyctalus spp* at the 1st visit (Table 3) were positively impacted significantly by at least one potential alternative compensation measure but not the imposed measure. Finally, the last group of species responded significantly positively to the

current and at least one alternative compensation measure, *Fringilla coelebs* and *Sylvia atricapilla* (Table 2).

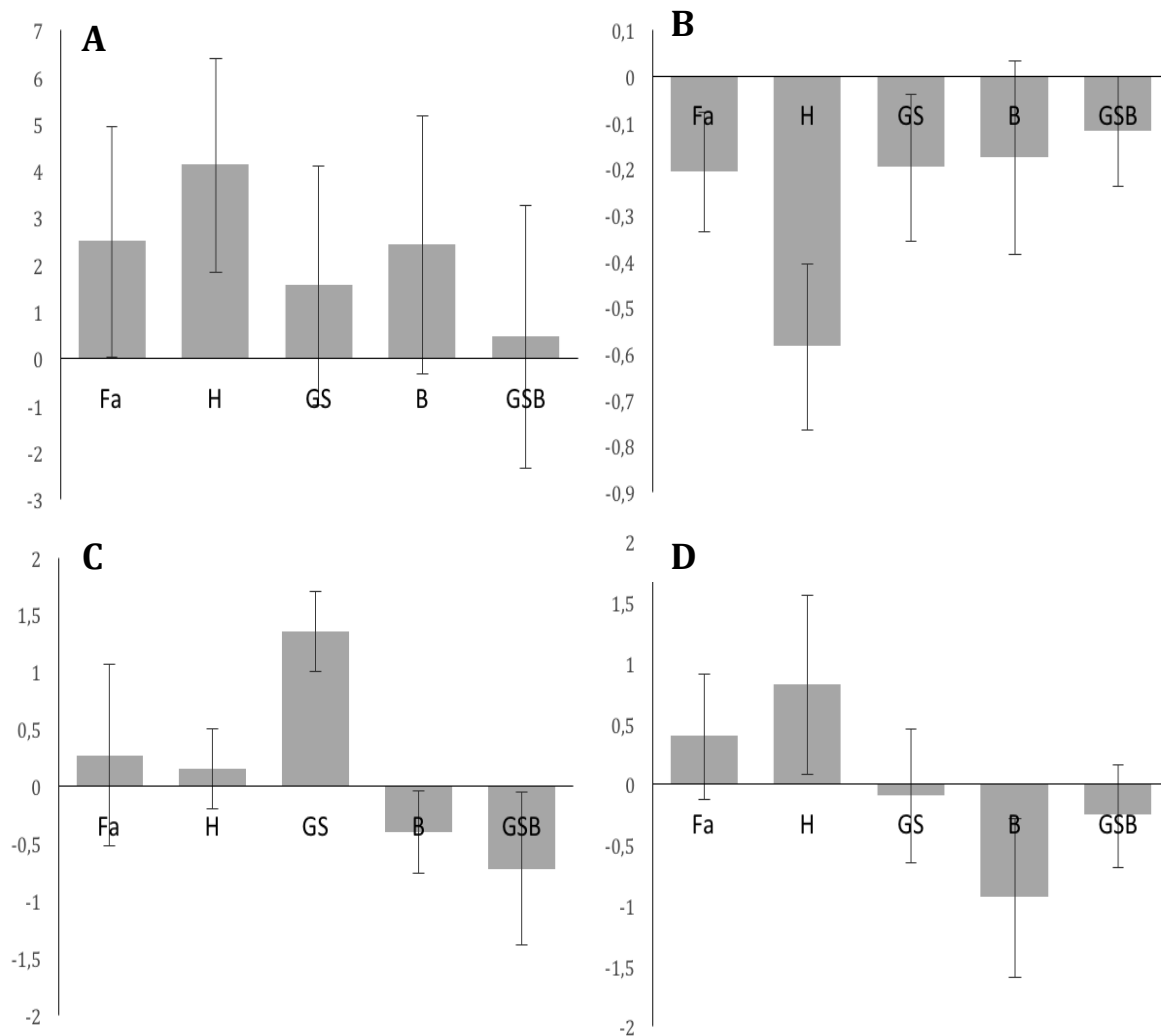


Figure 3: Differences in relative abundance (β parameters $\pm$ standard errors) between control (crops without offset measure, intercept) and the current offset measures (Fa: Fallows) or the potential alternative offset measures (H: hedgerows, GS: grass strips, B: bushes, GSB: grass strips with bushes) for *Columba palumbus* (A), *Alauda arvensis* (B), *Circus spp* (transect, C), *Pipistrellus spp* (first visit, D). These species were selected to show the different ecological requirements. The results of the other species are shown in Supplementary material F.

Table 2: β parameters $\pm$ standard errors (SE) and p-values from GLMM on species abundance for the 12 bird species and two harrier protocols. Crops without compensation measures (C) provided the intercept (i.e., the variable for which the parameter = 0). A positive (negative) parameter indicated that the modality presented a higher (lower) abundance than C.

Species	Modalities									
	<i>Fallows</i>		<i>Hedgerows</i>		<i>Grass Strip</i>		<i>Bushes</i>		<i>Grass Strip with Bushes</i>	
	$\beta \pm \text{SE}$	p-value	$\beta \pm \text{SE}$	p-value	$\beta \pm \text{SE}$	p-value	$\beta \pm \text{SE}$	p-value	$\beta \pm \text{SE}$	p-value
<i>Alauda arvensis</i>	-0.21 $\pm$ 0.13	0.124	-0.59$\pm$0.18	0.001	-0.19 $\pm$ 0.16	0.211	-0.18 $\pm$ 0.21	0.407	-0.12 $\pm$ 0.12	0.315
<i>Columba palumbus</i>	2.49 $\pm$ 2.46	0.310	4.12 $\pm$ 2.28	0.072	1.55 $\pm$ 2.55	0.545	2.42 $\pm$ 2.75	0.378	0.46 $\pm$ 2.81	0.869
<i>Coturnix coturnix</i>	-0.39 $\pm$ 0.61	0.525	-0.35 $\pm$ 0.61	0.567	-0.25 $\pm$ 0.56	0.656	-0.02 $\pm$ 0.80	0.656	-0.76 $\pm$ 0.61	0.209
<i>Emberiza calandra</i>	-0.34 $\pm$ 0.47	0.471	-0.67 $\pm$ 0.50	0.181	0.24 $\pm$ 0.42	0.565	-0.84 $\pm$ 0.63	0.564	-0.79 $\pm$ 0.47	0.091
<i>Fringilla coelebs</i>	1.40$\pm$0.69	0.044	1.93$\pm$0.69	0.005	-0.37 $\pm$ 0.90	0.678	NA	NA	0.07 $\pm$ 0.77	0.923
<i>Hyppolais polyglota</i>	1.36 $\pm$ 0.94	0.147	2.18$\pm$0.88	0.013	-0.04 $\pm$ 1.25	0.979	1.25 $\pm$ 1.14	0.272	1.06 $\pm$ 0.93	0.255
<i>Linaria cannabina</i>	1.81 $\pm$ 0.99	0.069	2.62$\pm$0.93	0.005	2.54$\pm$0.96	0.008	2.49$\pm$1.03	0.015	2.35$\pm$0.93	0.011
<i>Motacilla flava</i>	-1.12$\pm$0.35	0.001	-0.41 $\pm$ 0.32	0.198	-0.67$\pm$0.31	0.031	-0.17 $\pm$ 0.36	0.628	-0.35 $\pm$ 0.28	0.206
<i>Perdix perdix</i>	-0.64 $\pm$ 0.46	0.165	-0.73 $\pm$ 0.49	0.136	-0.86 $\pm$ 0.51	0.094	-0.75 $\pm$ 0.68	0.268	-0.008 $\pm$ 0.35	0.981
<i>Sylvia atricapilla</i>	2.04$\pm$0.98	0.037	2.09$\pm$0.98	0.034	1.25 $\pm$ 1.02	0.223	NA	NA	0.89 $\pm$ 1.03	0.387
<i>Sylvia sp</i>	2.06$\pm$0.84	0.014	1.35 $\pm$ 0.87	0.123	-0.71 $\pm$ 1.50	0.638	0.36 $\pm$ 1.50	0.812	0.35 $\pm$ 0.97	0.719
<i>Turdus merula</i>	0.41 $\pm$ 0.72	0.565	1.48$\pm$0.56	0.008	0.81 $\pm$ 0.61	0.192	-0.04 $\pm$ 1.20	0.972	-0.35 $\pm$ 0.79	0.657
<i>Circus spp.</i> (transect)	0.27 $\pm$ 0.80	0.739	0.15 $\pm$ 0.35	0.672	1.35$\pm$0.35	<0.001	-0.40 $\pm$ 0.36	0.265	-0.72 $\pm$ 0.67	0.281
<i>Circus spp.</i> (point)	-0.15 $\pm$ 1.09	0.893	-0.91 $\pm$ 0.56	0.102	1.03$\pm$0.43	0.015	0.16 $\pm$ 0.43	0.715	-0.72 $\pm$ 0.67	0.281

Table 3: β parameters $\pm$ standard errors (SE) and p-values from a GLM of bat activity. Crops without compensation measures (C) provided the intercept (i.e., the variable for which the parameter = 0). A positive (negative) parameter indicated that the modality presented a higher (lower) bat activity than C.

Species	Modalities									
	<i>Fallows</i>		<i>Hedgerows</i>		<i>Grass Strips</i>		<i>Bushes</i>		<i>Grass Strips with Bushes</i>	
	$\beta \pm \text{SE}$	p-value	$\beta \pm \text{SE}$	p-value	$\beta \pm \text{SE}$	p-value	$\beta \pm \text{SE}$	p-value	$\beta \pm \text{SE}$	p-value
First visit										
<i>Pipistrellus</i>	0.39 $\pm$ 0.52	0.452	0.82 $\pm$ 0.42	0.052	-0.10 $\pm$ 0.56	0.861	-0.94 $\pm$ 0.74	0.204	-0.26 $\pm$ 0.65	0.689
<i>Eptesicus-Nyctalus</i>	-0.54 $\pm$ 0.71	0.455	-0.42 $\pm$ 0.71	0.555	1.64$\pm$0.52	0.001	-0.21 $\pm$ 0.97	0.827	-0.20 $\pm$ 0.75	0.792
<i>Plecotus-Myotis</i>	1.18 $\pm$ 0.37	0.001	0.359 $\pm$ 0.42	0.361	-1.16 $\pm$ 0.74	0.119	-0.34 $\pm$ 0.55	0.539	-0.19 $\pm$ 0.51	0.709
Second visit										
<i>Pipistrellus</i>	0.42 $\pm$ 0.54	0.440	-1.65 $\pm$ 1.14	0.145	-1.28 $\pm$ 0.85	0.132	0.10 $\pm$ 0.59	0.865	-1.28 $\pm$ 0.82	0.116
<i>Eptesicus-Nyctalus</i>	0.12 $\pm$ 0.39	0.759	-0.12 $\pm$ 0.39	0.758	0.15 $\pm$ 0.39	0.703	-0.30 $\pm$ 0.45	0.505	-1.93$\pm$0.89	0.031
<i>Plecotus-Myotis</i>	0.86 $\pm$ 0.51	0.094	0.49 $\pm$ 0.55	0.364	0.33 $\pm$ 0.58	0.571	0.20 $\pm$ 0.63	0.751	-0.41 $\pm$ 0.74	0.577

3.3 Results from the different scenarios

From the three scenarios, 2 ha of fallow gave the highest plus-value of biodiversity (Table 4). From scenarios 1 and 2, hedgerow was the best potential alternative offset measure (320 m were ecologically equivalent to 2 ha of fallow), whereas in the third scenario, the grass strip was the best measure (260 m only, Table 4). We did not observe ecological equivalence concerning grass strip with bushes in scenario 3 because it induced a loss of biodiversity.

Table 4: a) Gain of biodiversity (bird and bat communities) for the current offset measure (fallow) and for potential alternative offset measures (hedgerows, grass strip, grass strip with bushes and bush) compared to crop without offset measure, according to different species weighting (scenario 1, 2 and 3). A negative number indicates a loss of biodiversity. b) Length of hedgerows, grass strip and grass strip with bushes and number of bushes needed to replace 2 ha of fallow, according to the gain of biodiversity previously calculated (Table 4, a) and to the species weighting (step four). -- indicates that the calculation could not be performed.

	Site	Scenario 1	Scenario 2	Scenario 3
a) Gain or loss	Fallow	4.58	4.59	1.69
	Hedgerow	1.43	1.42	0.44
	Grass strip	0.44	0.64	0.64
	Grass strip with bushes	0.12	0.001	-0.08
	Bushes	0.37	0.26	0.12
b) Ecological equivalence with 2 ha of Fallow	Hedgerow	320	320	390
	Grass strip	1040	710	260
	Grass strip with bushes	3800	248000	--
	Bushes	12	17	14

4 Discussion

The applied ecology problem in this study sought to find alternative offset measures to fallows based on field measures of biodiversity with a robust and transparent sampling design and with an explicit conceptual framework of species weighting. Our results showed that alternative offset measures less restrictive to farmers than fallows but equivalent from a biodiversity point of view are available.

We proposed a method using different scenarios based on the impact of wind turbines on species and their specialization as follows: (i) all species with the same weight, (ii) double weight for species identified as negatively impacted by wind farms or (iii) double weight for a selection of species identified by the stakeholder community as species of interest. The outcomes of these scenarios differed (Table 5). Hedgerows or grass strips were the alternative offset measures to implement for quantity. Little difference existed between scenario 1 and 2, but this is not negligible when dozens of wind turbines must be offset. It is important to note that these alternative measures are more sustainable over time than fallows.

The global, slightly negative trend of grass strip with bushes was surprising and showed that 2 ha of fallow is equal to a very large amount of grass strip with bushes (scenario 1 and 2, Table 5). In scenario 3, the grass strip with bushes resulted in a loss of biodiversity and it was impossible to calculate ecological equivalences (Table 5). One hypothesis is that the measured grass strips with bushes studied were not adequately managed, underlying the importance of considering management practices (Vickery, Feber, & Fuller, 2009). Another non-exclusive hypothesis is that grass strips with bushes are not suitable for hedge-nesting birds or for ground-nesting birds. Indeed, we found that hedge-nesting birds (*Fringilla coelebs*, *Hyppolais polyglotta*, and *Sylvia atricapilla*) showed a positive response to hedgerows (Table 3), whereas ground-nesting birds (*Alauda arvensis*) were negatively impacted by hedgerows, consistent with another published study (see Bas et al., 2009). This

indicates that bushes associated with grass strips do not attract hedge-nesting birds and repel ground-nesting birds. Finally, the weak attractiveness of grass strips with bushes may be linked to their age, highlighting the time lag effect. Maximizing ‘gains per unit area’ could be factored into their design according to the time it takes for offsets to actually achieve their target outcomes (Moilanen, Van Teeffelen, Ben-Haim, & Ferrier, 2009). At this stage of the study, it was difficult to determine the causes of the observed weak attractiveness of grass strip with bushes; therefore, it is desirable to conduct a study on the evolution of this attractiveness according to age.

From a more theoretical point of view, this research tested a conceptual framework for calculating ecological equivalences in the context of offsets. This work was conducted to assess the possibility of aggregating numerous species and assess the influence of species weighting on the final results. To our knowledge, there are few examples of assessments of ecological equivalences that take into account a large set of species, mainly from both bird and bat communities, and use species abundance or species presence as a metric. Most studies about ecological equivalence in the context of mitigation were based on habitat areas (Parkes, Newell, & Cheal, 2004; Moilanen, 2013; Laitila, Moilanen, & Pouzols, 2014), a selection of indicator species (Pilgrim et al. 2013; Gonçalves, Marques, Soares, & Pereira, 2015) or used species richness indices (Curran, Hellweg, & Beck, 2014). Moreover, gains and losses were quantified in biodiversity units, and not in offset units as is usually the case (Dauguet, 2015). The appropriation of results by local stakeholders was also a positive factor of our study (Reed, 2008). This partnership may be more used in the context of offset measures (see Quétier et al., 2015 for another example).

The limitations of this study are the relatively local scope, the assessment of spatial distribution of individuals sampled during a given year, and the small number of significant parameters found, which is likely linked to the decision to test many potential offset measures

and the number of replicates. Thus, we recognize that these results and particularly the assessment of species abundances are not transferable to other territories without caution, but the method used to calculate ecological equivalence could be easily transferred. A possible mitigation technique would be the use of robust ecological equivalence measures (i.e., based on a species abundance metric) in regulatory impact assessments before the launch of all development projects.

At this stage, our framework did not assess directly and completely the specific impacts of wind farms on biodiversity (i.e., lack of assessment of fatalities). If we had this information, a better approach than the arbitrary weight purposed here, a double weight for taxa negatively impacted by the wind farms in scenario 2 and 3, could be included directly in the weighting system to obtain a real estimate of wind farm impact. In addition, our framework did not include the influence of landscape structure on gains and losses in the ecological equivalence calculation. However, the importance of heterogeneity (Benton, Vickery, & Wilson, 2003) and connectivity (Hale, Fairbrass, & Sadler, 2012) of semi-natural elements in agriculture landscapes has been widely recognized as important for biological diversity (Marshall, 2002; Schippers et al. 2008). Indeed, the continuity of these elements is important for some species that use many edges (Limpens & Kapteyn, 1991). Further studies should integrate this spatial dimension and provide guidance to identify a location to implement offset measures.

5 Conclusion

Frameworks have been established to guide and frame the design of offset measures such that they achieve “no net loss” of biodiversity (BBOP 2012; Gardner et al., 2013). Ecological equivalences are thus calculated between the residual losses and gains of biodiversity, due to offset measures (Quétier & Lavorel, 2011). Residual losses because of wind turbines include habitat loss due to the avoidance of wind farms by bats and birds (Minderman, Pendlebury,

Pearce-Higgins, & Park, 2012) and barrier effects (Masden et al., 2009). These impacts should be perceived as a decrease of bird abundance (Pearce-Higgins, Stephen, Langston, Bainbridge, & Bullman, 2009.) or bat activity (Millon et al., 2015) in a way that the method presented here could be used to calculate ecological equivalences with the same unit of biodiversity (Dauguet, 2015). However, wind turbines are also responsible for mortality rates that may have an indirect consequence on the dynamics of terrestrial species (Kristan & Boarman, 2003). This mortality is difficult to assess and is currently underestimated (Kunz et al. 2007). At this stage, our method was not adapted to consider this mortality. A greater challenge is to identify a coherent approach to compensate for the mortality of migratory species. Indeed, a recent study showed that bat carcasses found under wind turbines in Germany had various origins, from near to eastern Europe (Lehnert et al., 2014). It is necessary to work on a larger scale for these species and to envisage methods for assessing ecological equivalence that allow for the analysis of cumulative effects resulting from several plans or projects within a region.

The final ecological equivalences found here were strongly dependent on the assessment selected, even from the same set of field data (Table 5). Strange et al. (2002) also found that design of the compensation in wetlands can vary by a factor of 3 depending on the indicator used. This scenario depends on the community of interest, underlining the legitimacy of stakeholders. This limitation is inherent in the application of mitigation in France, where the burden of designing and implementing mitigation is shifted down to local and regional authorities or to developers themselves, and with an approach based on each individual project (Quétier et al., 2014). As advocated by Quétier et al. (2014), in France, as in other countries, a dedicated set of organizations could be built around the application of mitigation to achieve higher levels of effectiveness. They can be supported by targeted scientific

research and a common method to calculate ecological equivalences that would also benefit from feedback on past and on-going applications (Quétier et al., 2014).

Competing interests and acknowledgements

This work was performed with technical and financial support of Agrosolutions and was funded by ENGIE Futures Energies. The authors certify that the funding source had no influence on the analysis or interpretation of the data. The authors declare that no competing interests exist. Moreover, in France, the assessment of loss and gain in the mitigation hierarchy is currently performed case-by-case by environmental consulting companies hired by developers (here, ENGIE Futures Energies). This study is only a prospective analysis on an innovative methodology and does not reflect the assessment of gains or losses or the designs of offsets proposed by wind farm developers.

We are grateful to the farmers that allowed us to perform this study on their farms and to the local partnerships (CPIE Pays de Soulaines, Fédération Régionale des Chasseurs de Champagne-Ardenne) that advised us throughout the study. We also thank Julien Robak for his help in the field.

References

- Arnett, E. B., Hein, C. D., Schirmacher, M. R., Huso, M. M. P., & Szewczak, J. M. (2013). Evaluating the Effectiveness of an Ultrasonic Acoustic Deterrent for Reducing Bat Fatalities at Wind Turbines. *PLoS ONE*, 8, 1–11.
- Balmford, A. & Bond, W. (2005) Trends in the state of nature and their implications for human well-being. *Ecology letters*, 8, 1218–1234.
- Bas, Y., Renard, M. & Jiguet, F. (2009) Nesting strategy predicts farmland bird response to agricultural intensity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 134, 143–147.
- Becu, N., Neef, A., Schreinemachers, P. & Sangkapitux, C. (2008) Participatory Computer Simulation to Support Collective Decision-making: Potential and Limits of Stakeholder Involvement. *Land Use Policy*, 25, 498–509.
- Benton, T.G., Vickery, J.A. & Wilson, J.D. (2003) Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trend in Ecology and Evolution*, 18, 182–188.
- Bivand, R.S., Pebesma, E.J. & Gomez-Rubio, V. (2008) *Applied spatial data analysis with R*. Springer, New York, USA.
- Brook B.W., Sodhi N.S., Bradshaw C.J.A (2008) Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology & Evolution*, 23, 453–460.
- Business and Biodiversity Offsets Programme (BBOP) (2012). *Standard on Biodiversity Offset*. BBOP, Washington, D.C.
- Curran, M., Hellweg, S., & Beck, J. (2014) Is there any empirical support for biodiversity offset policy? *Ecological Applications*, 24, 617–632.
- Dauguet, B. (2015). Biodiversity offsetting as a commodification process: A French case study as a concrete example. *Biological Conservation*, 192, 533–540.
- Devictor, V. & Jiguet, F. (2007) Community richness and stability in agricultural landscapes: The importance of surrounding habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 120, 179–184.
- Dormann, C.F., McPherson, J.M., Araújo, M.B., Bivand, R., Bolliger, J., Carl, G., Richard, G.D., Hirzel, A., Jetz, W., Kissling, W.D., Kühn, I., Ohlemüller, R., Peres-Neto, P.R., Reineking, B., Schröder, B., Schurr, F.M. & Wilson, R. (2007) Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography*. 30, 609–628.
- European Commission (EC) (1992) Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the Conservation of Natural Habitats and of Wild Fauna and Flora (EC Official Journal L206: 7–50). EC, Brussels.

European Commission (EC) (2007) Guidance on Habitats Directive Articles 12 and 16. <http://ec.europa.eu>. Accessed April 2013.

European Commission (EC) (2009) Directive 2009/147/EC of the European Parliament and of the Council of 30 November 2009 on the conservation of wild birds (EC Official Journal L207: 7-25). EC, Brussels.

Filippi-Codaccioni, O. Devictor, V. Bas, Y. Clobert, J. Julliard, R. (2010a) Specialist response to proportion of arable land and pesticide input in agricultural landscapes. *Biological Conservation* 143, 883-890

Filippi-Codaccioni, O. Devictor, V. Bas, Y. Julliard, R. (2010b) Toward more concern for specialisation and less for species diversity in conserving farmland biodiversity. *Biological Conservation* 143, 1493-1500

French Bat Monitoring Programme (FBMP) (2013) <http://vigienature.mnhn.fr/chauves-souris> Accessed April 2013.

Gardner, T.A., Von Hase, A., Brownlie, S., Ekstrom, J.M.M., Pilgrim, J.D., Savy C.E., Stephens, R.T.T., Treweek, J., Ussher, G.T., Ward, G. & Ten Kate, K. (2013) Biodiversity Offsets and the Challenge of Achieving No Net Loss. *Conservation Biology*, 27, 1254-1264.

Garvin, J.C., Jennelle, C.S., Drake, D. & Grodsky, S.M. (2011) Response of raptors to a windfarm *Journal of Applied Ecology*, 48, 199-209.

Gonçalves, B., Marques, A., Soares, A.M.V.D.M. & Pereira, H.M. (2015) Biodiversity offsets: from current challenges to harmonized metrics. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 14, 61-67.

Hale, J.D., Fairbrass, A.J. & Sadler, J.P. (2012) Habitat Composition and Connectivity Predicts Bat Presence and Activity at Foraging Sites in a Large UK Conurbation. *PLoS ONE*, 7, e33300.

Hötter, H., Thomsen, K.-M. & Jeromin, H. (2006) Impacts on biodiversity of exploitation of renewable energy sources: the example of birds and bats - facts, gaps in knowledge, demands for further research, and ornithological guidelines for the development of renewable energy exploitation. Michael-Otto-Institut im NABU, Bergenhusen.

Jiguet, F., Devictor, V., Julliard, R. & Couvet, D. (2012) French citizens monitoring ordinary birds provide tools for conservation and ecological sciences. *Acta Oecologica*, 44, 58-66.

Johnson, G.D., Erickson, W.P., Strickland, M.D., Shepherd, M.F., Shepherd, D.A. & Sarappo, S.A. (2003) Mortality of bats at a large-scale wind power development at Buffalo Ridge, Minnesota. *American Midland Naturalist*, 150, 332-342.

Julliard, R., Clavel, J., Devictor, V., Jiguet, F. & Couvet, D. (2006) Spatial segregation of specialists and generalists in bird communities. *Ecology Letters*, 9, 1237-1244.

- Kristan, W.B. & Boarman, W.I. (2003) Spatial pattern of risk of common raven predation on desert tortoises. *Ecology*, 84, 2432–2443.
- Kunz, T.H., Arnett, E.B., Cooper, B.M., Erickson, W.P., Larkin, R.P., Mabee, T. & Szewczak, J.M. (2007) Assessing Impacts of Wind-Energy Development on Nocturnally Active Birds and Bats: A Guidance Document. *Journal of Wildlife Management*, 71, 2449–2486.
- Kuvlesky, W.P., Brennan, L.A., Morisson, M.L., Boydston, K.K., Ballard, B.M. & Bryant, F.C. (2007) Wind Energy Development and Wildlife Conservation: Challenges and Opportunities. *Journal of Wildlife Management*, 71, 2487–2498.
- Laitila, J., Moilanen, A. & Pouzols, F.M.A. (2014) Method for calculating minimum biodiversity offset multipliers accounting for time discounting, additionality and permanence. *Methods In Ecology And Evolution*, 5, 1247–1254.
- Lehnert, L.S., Kramer-Schadt, S., Schönborn, S., Lindecke, O., Niermann, I. & Voigt, C.C. (2014) Wind farm facilities in Germany kill noctule bats from near and far. *PLoS ONE*, 9, e103106.
- Limpens, H.J.G.A. & Kapteyn, K. (1991) Bats, their behaviour and linear landscape elements. *Myotis*, 29, 39–48.
- Marshall, E.J.P. (2002) Introducing field margin ecology in Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 89, 1–4.
- Masden, E.A., Hayden, D.T., Fox, A.D., Furness, R.W., Bullman, R. & Desholm, M. (2009) Barriers to movement: impacts of wind farms on migrating birds. *Journal of Marine Science*, 66, 746–753.
- McGuinness K. A. (1984) Species–area curves. *Biological Reviews* 59(3): 423–440.
- McKenney, B.A. & Kiesecker, J.M. (2010) Policy Development for Biodiversity Offsets: A Review of Offset Frameworks. *Environmental Management*, 45, 165–176.
- Millon, L., Julien, J.-F., Julliard, R. & Kerbiriou, C. (2015) Bat activity in intensively farmed landscapes with wind turbines and offset measures. *Ecological Engineering*, 75, 250–257.
- Minderman, J., Pendlebury, C.J., Pearce-Higgins, J.W. & Park, K.J. (2012) Experimental evidence for the effect of small wind turbine proximity and operation on bird and bat activity. *PloS One*, 7, e41177.
- Moilanen, A. (2013) Planning impact avoidance and biodiversity offsetting using software for spatial conservation prioritization. *Wildlife Research*, 40, 153–162.

- Moilanen, A., Van Teeffelen, A.J.A., Ben-Haim, Y. & Ferrier, S. (2009) How much compensation is enough? A framework for incorporating uncertainty and time discounting when calculating offset ratios for impacted habitat. *Restoration Ecology*, 17, 470–478.
- Newson, S.E., Evans, H.E. & Gilings, S. (2015) A novel citizen science approach for large-scale standardised monitoring of bat activity and distribution, evaluated in eastern England. *Biological Conservation*, 191, 38–49.
- Norrdahl, K. & Korpimäki, E. (1995) Effects of predator removal on vertebrate prey populations: birds of prey and small mammals. *Oecologia*, 103, 241–248.
- Pearce-Higgins, J. W., Stephen, L., Langston, R. H. W., Bainbridge, I. P. and Bullman, R. (2009), The distribution of breeding birds around upland wind farms. *Journal of Applied Ecology*, 46: 1323–1331.
- Penone, C., Le Viol, I., Pellissier, V., Julien, J-F., Bas, Y. & Kerbiriou, C. (2013) Assessing anthropogenic pressures on Orthoptera communities using large scale acoustic monitoring. *Conservation Biology*, 27, 979–987.
- Peste, F., Paula, A., Da Silva, L. P., Bernardino, J., Pereira, P., Mascarenhas, M., Costa, H., Vieira, J., Bastos, C., Fonseca, C., Pereira, M. J. R. (2015). How to mitigate impacts of wind farms on bats? A review of potential conservation measures in the European context. *Environmental Impact Assessment Review*, 51, 10–22.
- Pilgrim, J.D., Brownlie, S., Ekstrom, J.M.M., Gardner, T.A., Von Hase, A., Ten Kate, K., Savy, C.E., Stephens, R.T.T., Temple, H.J., Treweek, J., Ussher, G.T. & Ward G. (2013) A process for assessing the offsetability of biodiversity impacts. *Conservation Letters*, 6, 376–384.
- Parkes, D., Newell, G. & Cheal, D. (2004) The development and raison d'être of 'habitat hectares': A response to McCarthy et al. (2004). *Ecological Management & Restoration*, 5, 28-29.
- Quétier, F. & Lavorel, S. (2011) Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: key issues and solutions. *Biological Conservation*, 144, 2991-2999.
- Quétier, F., Regnery, B., & Levrel, H. (2014) No net loss of biodiversity or paper offsets? A critical review of the French no net loss policy. *Environmental Science & Policy*. 38, 120-131.
- Quétier, F., Moura, C., Menuit, T., Boulnois, R., & Rufay, X. (2015). La compensation écologique fonctionnelle : innover pour mieux traiter les impacts résiduels des projets d'aménagements sur la biodiversité. *Sciences Eaux et Territoire*, 17, 24–29.
- Reed M.S. (2008) Stakeholder participation for environmental management: A literature review. *Biological Conservation* 141: 2417–2431

Regnery, B., Couvet, D. & Kerbiriou, C. (2013) Offset measures and development projects: the conservation of protected species under the EU Birds and Habitats Directives. *Conservation Biology*, 27, 1335–1343.

Rodrigues, L., Bach, L., Dubourg-Savage, M. J., Goodwin, J., Harbusch, C., 2008. Guidelines for consideration of bats in wind farm projects. EUROBATS Publication Series N°3. PNUE/EUROBATS Secrétariat, Bonn, Germany.

RTE 2014a http://www.rte-france.com/sites/default/files/panorama_des_energies_renouvelables_2014.pdf

RTE 2014b http://www.rte-france.com/sites/default/files/2015_04_15_bilan_electrique_champagne-ardenne.pdf

Rydell, J., Bach, L., Dubourg-Savage, M.-J., Green, M., Rodrigues, L., & Hedenström, A. (2010). Bat Mortality at Wind Turbines in Northwestern Europe. *Acta Chiropterologica*, 12, 261–274.

Schippers, P., Grashof-Bokdam, C.J., Verboom, J., Baveco, J.M., Jochem, R., Meeuwsen, H.A.M. & Van Adrichem, M.H.C. (2008) Sacrificing patches for linear habitat elements enhances metapopulation performance of woodland birds in fragmented landscapes. *Landscape Ecology*, 24, 1123–1133.

Stahlschmidt, P. & Brühl, C.A. (2012) Bats as bioindicators – the need of standardized method for acoustic bat activity surveys. *Methods in Ecology and Evolution*, 3, 503-508.

Staid, A. & Guikema, S.D. (2013) Statistical analysis of installed wind capacity in the United States. *Energy Policy*, 60, 378–385.

Strange, E., Galbraith, H., Bickel, S., Mills, D., Beltman, D. & Lipton, J. (2002) Determining ecological equivalence in service-to-service scaling of salt marsh restoration. *Environmental management*, 29, 290-300.

Therrien, J.-F., Gauthier, G., Korpimäki, E. & Bêty, J. (2014) Predation pressure by avian predators suggests summer limitation of small-mammal populations in the Canadian Arctic. *Ecology*, 95, 56–67.

US Environmental Protection Agency & US Department of the Army (US EPA and DA) (1990) Memorandum of agreement between the Environmental Protection Agency and the Department of the Army concerning the determination of mitigation under the Clean Water Act Section 404(b)(1) guidelines

Vickery, J.A., Feber, R.E. & Fuller, R.J. (2009) Arable field margins managed for biodiversity conservation: A review of food resource provision for farmland birds. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 133, 1–13.

Annexes

Electronic supplementary material A: Study area and its economic and social context

Study area land cover context

Champagne-Ardenne is an agricultural region (Table S1) with agricultural land covering 68 % of the territory.

Table S1: Land use in France and Champagne-Ardenne as calculated from Corine Land Cover data.

Land-use	Champagne-Ardenne	Continental France
% impervious surface	4	6
% arable land	51	36
% permanent grassland	10	15
% woodland	29	31

French context of intensive agricultural landscape, wind farm and offset measures

Interest of intensive agricultural landscape for wind farm settlement

Wind farm installation in intensive agricultural landscapes and the associated research on offset measures are particularly interesting. Indeed, project developers attempt to install wind farms on agricultural land, particularly on arable land dominated by open fields (Staid & Guikema, 2013).

According to the reluctance of local people to install wind turbines near their homes (Eltham et al. 2008; Moragues-Faus and Ortiz-Miranda 2010), landscapes with a low density of human population are desirable.

Due to the low cover of semi-natural habitats and phytosanitary inputs, such intensive agricultural landscapes host a relatively low level of biodiversity and have little stake in biodiversity (Devictor & Jiguet, 2007).

Such modern intensive agricultural landscapes rarely cause issues for landscape heritage.

Constraints linked to intensive agricultural landscapes

Wind farm developers regularly failed to identify sufficient agricultural surfaces to convert into offsets.

The setting-aside of agricultural land is performed in a particular context, consumption of agricultural land and volatility of the agricultural market (Yang et al. 2001). Although in many countries, the agriculture land tends to extend over natural environments (MEA 2005), in some European countries, such as France, a reverse process occurs, in which farmland regresses due to increasing urbanization. In France, the average consumption of agricultural land by urbanization since 2000 is 40 000 to 90 000 ha per year according to the National Observatory of consumption of agricultural areas (ONCEA 2014). A new law for the future of agriculture, food and forestry was enacted on October 13, 2014 to protect agricultural land areas.

Furthermore, the great volatility in cereal prices and particularly high prices in the stock market during the past decade (Ott 2014) do not encourage farmers to commit themselves to medium-term contracts (5 years). Finally, market volatility greatly complicates the calculation of compensatory allowances (global evaluation performed over a period of 30 years) paid to farmers for fallowing of farmlands.

References

- Devictor V. and Jiguet F. (2007) Community richness and stability in agricultural landscapes: The importance of surrounding habitats. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **120**, 179–184.
- Eltham, D.C., Harrison, G.P. & Allen, S.J. (2008) Change in public attitudes towards a Cornish wind farm: Implications for planning. *Energy Policy*, **36**, 23–33.
- Millenium Ecosystem Assement (2005) *Ecosystem and Human Well-Being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Moragues-Faus, A.M. & Ortiz-Miranda, D. (2010) Local mobilisation against windfarm developments in Spanish rural areas: New actors in the regulation arena. *Energy Policy*, **38**, 4232–4240.
- ONCEA 2014, <http://agriculture.gouv.fr>
- Ott H. (2014) Volatility in Cereal Prices: Intra- Versus Inter-annual Volatility. *Journal of Agricultural Economics*, **65**, 557-578.
- Staid, A. & Guikema, S.D. (2013) Statistical analysis of installed wind capacity in the United States. *Energy Policy*, **60**, 378–385.
- Yang, J., Haigh, M.S., Leatham, D.J. (2001) Agricultural liberalization policy and commodity price volatility: a GARCH application. *Applied Economics Letters*, **8**, 593-598.

Electronic supplementary material B: Details about explanatory variables

1 Distribution of habitat landscape around wind farm

Wind turbines studied were located in large open field with crop type characteristics of such intensive agriculture: sunflower, rape, corn. Agriculture land was the main cover around wind farm (90 % in a radius of 5 Km), woodland areas covered 8 % and urban areas covered 2% in a radius of 5 km.

2. Characteristics of current and potential alternative offset measures

Fallows (Fa) were areas that were mowed at most twice a year. Their average surface was 3 ± 0.7 ha, and they were 0.77 ± 0.06 m high. *Hedgerows* (H) were composed of approximately 15 shrub and tree species, mostly broad-leaved species (6 ± 0.7 m high). *Hedgerows* also included double rows of trees. On average, the sampled *hedgerows* were 557 ± 76 m long and 6.3 ± 1 m wide. *Grass strips* (GS) were 6.8 ± 0.8 m in width and 626 ± 47 m long. They were either sowed or left to grow naturally and mowed at most twice per year to avoid encroachment on fallow land. *Bushes* (B) consisted of a mix of 6 broad-leaved shrub species planted in the middle or at the edge of the crops. They were 7 ± 0.8 m long, 2.8 ± 0.2 m high and 3.9 ± 1.2 m wide. Similar *bushes* in longer stretches (17.7 ± 1.8 m long, 2.1 ± 0.1 m high and 2 ± 0.8 wide) were planted inside *grass strips* at 100-m intervals on average. The *grass strips with bushes* (GSB) were 5.3 ± 0.2 m wide and 757 ± 40 m long. They received the same management protocol as the *grass strips*.

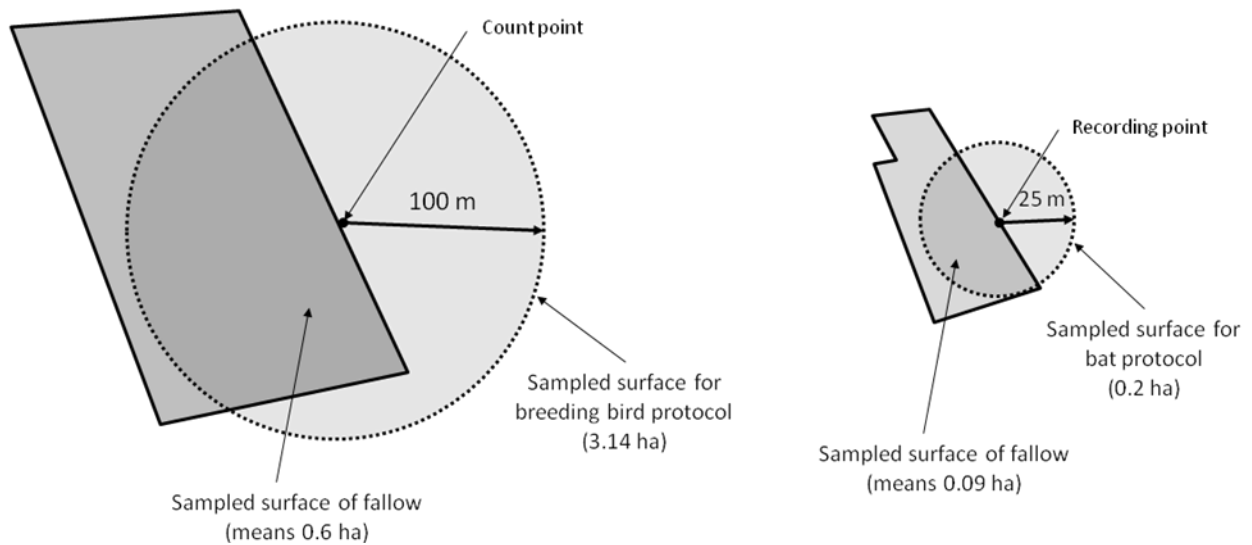
For the breeding bird protocol (counting the bird within a circle with a 100 m radius) and the bat protocol (counted bat passes in a circle with a 25 m radius), the sampled surfaces of each offset measure or crop without offset measure depended on their size and position of the

point. For the harrier protocol (counted the harrier in the entire site of interest), the sampled surfaces depended on the site's size. Here is a summary of the mean sampled surfaces of crops without offset measure and fallow or the mean of the sampled length of hedgerows, grass strips and grass strips with bushes (Table S1).

Table S1: average surfaces or lengths of different modalities sampled according to the protocol. The bushes have no length, and we considered one bush as one entity.

Modality	Bird inventory via count point	Harrier's protocol	Bat inventory via ultra- sound recording
Control			
<i>Crops without offset measure</i>	3.14	18	0.2
Imposed offset measure			
<i>Fallows</i>	0.6	1.4	0.09
Alternative offset measures			
<i>Hedgerows</i>	155	560	46
<i>Grass strips</i>	168	577	49
<i>Grass strips with bushes</i>	157	800	46

Figure S1: example of sampled surface per site according to the breeding bird inventory via count point (left) and bat inventory via ultra-sound recording (right).



3. Distribution of habitat landscape characteristics among site types

To avoid biases due to the surrounding habitat, the habitat characteristics (i.e., continuous variables, including distance to nearest forest, distance to nearest river and distance to nearest urban area) were checked for homogeneity among site types (i.e., categorical variables were 6 categories) using Kruskal-Wallis tests. The distribution was assumed as homogeneous among site types when the resulting p -value > 0.05 (Table S2). Unfortunately, fallows were on average closer to forests, rivers or urban areas compared to the other site types. However, this is also representative of farming practices in the area, such that fallows are usually implemented in areas that are generally less accessible.

Table S2: Results of Kruskal-Wallis tests between distances to habitat features (on a log scale) and the different site types.

	Log(distance to nearest forest)	Log(distance to nearest river)	Log(distance to nearest urban area)
Birds survey			
ks	62.62	19.88	35.47
p-value	<0.001	0.001	<0.001
Bat survey, First visit			
ks	10.71	2.32	4.58
p-value	0.057	0.804	0.469
Bat survey, Second visit			
ks	4.45	2.00	7.08
p-value	0.486	0.849	0.215

4. Explanatory variables selection

4.1. *Variable describing local field characteristics*

In addition to the variable of interest (offset type), we included variables describing local field characteristics, which did not correlate with the site type. Local field characteristics within a 100-m buffer area were taken into account. The crops' mean height was noted in addition to the number and types of crops in the fields and the presence of farming trails and marginal strips of spontaneous herbaceous plants. Because those variables reflected the local landscape's heterogeneity, they may have affected species abundances. To avoid multicollinearity and possible confounding variables, we checked the possible links between field characteristics and site types (Table S3 & S4, Fig. S2). When field characteristics were continuous variables (number of different crops, number of different linear features and mean crop height), we used Kruskal-Wallis tests, and when field characteristics were categorical variables (beetroot presence, rape presence, cereal presence, intermediate crop, track presence and field margin presence), we used Chi² tests. Only variables with a p-value greater than 0.05 were retained for further analysis. To avoid over-parameterization, only 3 were included in the statistical models. We used hierarchical partitioning of variance (HP, R package hier.part, Fig. S2) to select those variables that explained the largest portion of the variance. This method is an analytical method using multiple regressions that allowed us to identify the most likely causal factors while alleviating multicollinearity problems (Mac Nally 2000).

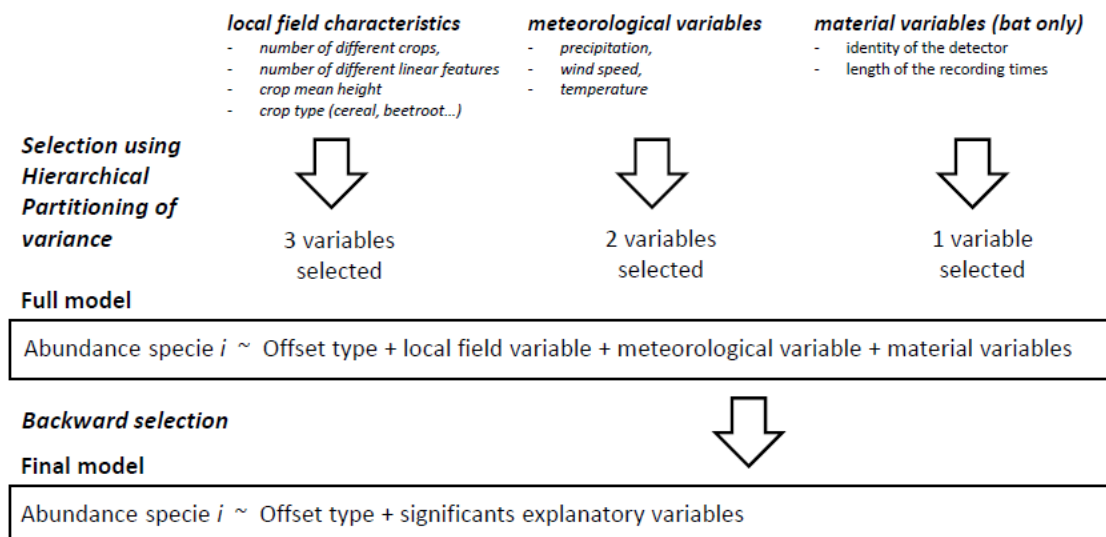
Table S3: Results of Kruskal-Wallis tests between local field characteristic variables and modalities.

	Number of different crops	Number of different linear features	Crops mean height
Birds survey			
ks	123.08	58.95	19.45
p-value	<0.001	<0.001	0.001
Bat survey, First visit			
ks	14.99	9.74	9.72
p-value	0.01	0.083	0.083
Bat survey, Second visit			
ks	16.5	9.08	16.9
p-value	0.005	0.106	0.004

Table S4: Results of χ^2 tests between all factorial variables available and the different site types. Due to farming management practices within a season, some crops were not present at each visit. Rape and cereals were harvested between visits, whereas intermediate crops were sown after those crops.

	Beetroot presence	Rape presence	Cereal presence	Alfalfa presence	Intermediate crop	Track presence	Field margin presence
Birds survey							
χ^2	262.6	235.8	283.2	238.9	--	279.9	--
p-value	1	1	1	1	--	1	--
Bat survey, First visit							
χ^2	16.7	23.6	19.2	20.1	--	23.2	22.63
p-value	1	0.99	1	1	--	0.99	0.99
Bat survey, Second visit							
χ^2	14.8	--	--	18.5	20.9	22.8	23.7
p-value	1	--	--	1	0.99	1	1

Figure S2: explanatory variables selection



4.2. Weather conditions

We also assumed that the bird abundance or bat activity is affected by weather conditions (Ciechanowski et al. 2007; Bas, Renard, & Jiguet, 2009). Recordings were only performed when weather conditions were favorable, i.e., no rain and low wind speed (<7 m/s). In addition, we also recorded the precipitation, wind speed, temperature at 8 PM (for bat inventory) and cloud cover. The exact hour of the bird count was also noted, as well as the date, which was transformed into a numeric variable, i.e., a Julian date. To avoid a correlation between the sampling dates and site types, the sampling design switched between sampled site types over time. Among the meteorological variables, 2 were included in the models. The choice of variables was made after checking the correlation between them and performing a hierarchical partitioning of variance (Fig. S2). Some variables were correlated and were not included together in the models.

4.3. Variables linked to bat activity recordings

Finally, to avoid a correlation between the specific detector of ultrasounds and the site type, the three detectors were used to sample all site types in quasi-equal numbers. The identity of the detector used and the length of the recording times (night length) were noted. Among the variables related to the materials used, one was selected for inclusion in the models after the hierarchical partitioning of variance (Fig. S2).

4.4. Stepwise variable selection

All selected variables (local field characteristics, meteorological variables and material variables) were included in the full model. We removed those that did not have a significant effect one by one (Fig. S2). Our final models included the variable site type (offset type) in addition to the other variables that had a significant effect. In addition to the selection

procedure for the variables, which aimed to select variables of interest, avoid over-parameterizations and avoid including correlated explanatory variables, we evaluated multicollinearity in the explanatory variables of our final generalized linear models by calculating variance-inflation factors (VIF) on the full models (Fox and Monette 1992). All variables had $VIF < 2$.

References:

- Bas, Y., Devictor, V., Moussus, J.P. & Jiguet F. (2008) Accounting for weather and time-of-day parameters when analysing count data from monitoring programs. *Biodiversity and Conservation*, **17**, 3403-3416.
- Ciechanowski, M., Zajac, T., Bilas, A. & Dunajski, R. (2007) Spatiotemporal variation in activity of bat species differing in hunting tactics: effects of weather, moonlight, food abundance, and structural clutter. *Revue canadienne de zoologie*, **85**, 1249-1263.
- Fox, J. & Monette G. (1992) Generalized collinearity diagnostics. *Journal of the American Statistical Association*, **87**, 178–183.
- Mac Nally, R. (2000) Regression and model building in conservation biology, biogeography and ecology: the distinction between and reconciliation of 'predictive' and 'explanatory' models. *Biodiversity and Conservation*, **9**, 655–671.

Electronic supplementary material C: Additional information concerning bat inventory

1 Protocol

Song Meters II detectors (Wildlife Acoustics) were used to automatically and directly record ultrasound while maintaining all characteristics of the original signals (Stahlschmidt & Brühl, 2012). Sites were sampled during two visits in 2013 following a similar protocol to that designed for the French Bat Monitoring Programme (FBMP 2013). The first visit, which was during the period in which females give birth and feed their offspring, was performed from late May to early July, and the second visit was performed from late August to late September. This second period coincides with a time when the young are already flying, individuals are suspected to be less dependent on their reproductive roost and dispersion and migration can occur for certain species. The detector's settings match those used by the French Bat Monitoring Programme (<http://vigienature.mnhn.fr/page/protocole-point-fixe>).

2. Bat activity measure

Because it is impossible to know the exact number of individuals foraging in an area, we used a bat activity metric instead (bat passes), calculated as the number of bat passes per night per group. A pass was defined as a single bat call or several bat calls emitted during a 5-second interval. If the calls were emitted for longer than 5 seconds, they were counted as supplementary passes according to a period of 5 s. For more technical details on bat monitoring and the 5-s interval compromise, see Millon, Julien, Julliard, & Kerbiriou, 2015.

3. The main relevant parameters used for bat identification:

Call duration (msec)

Time elapsed since the previous detection (msec)

Maximum frequency detected (Fmax, KHz)

Minimum frequency detected (Fmin, KHz)

Total bandwidth [Fmax - Fmin] (KHz)

Frequency at the strongest sound pressure level (KHz)

Location of dominant frequencies (% of total duration)

High end of characteristic (KHz) [similar to Fk]

Low end of characteristic (KHz) [similar to Fc]

Global slope of the call (KHz per msec)

Time of the heel or high Fc (percent of duration)

Upper slope [start to High Fc] (KHz per msec)

Lower slope [High Fc to Low Fc] (KHz per msec)

Fundamental frequency (KHz)

2nd harmonic frequency (KHz)

Curvature measurement as a way to characterize the shape of bat calls (see Jolly 1997).

Curve fit error parameter; a measurement of how much error exists between the curvature model and the actual shape of the call.

4. Composition and ecology of the bat group

Due to some overlap between acoustic repertoires and the difficulty in assigning the exact species for all bat calls, we constructed three groups, *Pipistrellus spp*, *Eptesicus-Nyctalus spp* and *Plecotus-Myotis spp*.

The *Pipistrellus* and *Eptesicus-Nyctalus* groups included aerial hawkers, which forage mostly on flying prey in open spaces; however, *Pipistrellus spp* forage at a lower altitude than *Eptesicus spp* and *Nyctalus spp* (Holderied and Von Helversen 2003; Schnitzler *et al.* 2003; Rydell 2006; Dietz *et al.* 2009). By contrast, the *Plecotus-Myotis* group included gleaner species, which capture the majority of their prey from the soil and tree substrates between the ground and the canopy in cluttered environments (Arlettaz *et al.* 2001; Swift and Racey 2002; Dietz *et al.* 2009). The three groups also exhibited consistency with respect to detection distance. The *Plecotus-Myotis sp* was detected from 5 to 15 m, the *Pipistrellus sp* from 20 to 25 m and the *Eptesicus-Nyctalus sp* from 30 to 100 m (Barataud 2012).

References

Arlettaz, R., Jones, J. & Racey, P.A. (2001) Effect of acoustic clutter on prey detection by bats. *Nature*. **414**, 742-745.

Barataud, M. (2012) Ecologie acoustique des chiroptères d'Europe. Identification des espèces, études de leurs habitats et comportements de chasse. Biotope, Mèze ; Muséum national d'histoire naturelle, Paris.

Dietz, C., Helversen, O., von, Nill, D. (2009) L'encyclopédie des chauves-souris d'Europe et d'Afrique du Nord : Biologie, caractéristiques, protection. Delachaux et Niestlé, Paris.

French Bat Monitoring Programme (FBMP) 2013, <http://vigienature.mnhn.fr/chaues-souris>

Holderied, M.W. & Von Helversen, O. (2003) Echolocation range and wingbeat period match in aerial-hawking bats. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. **270**, 2293-2299.

Millon, L., Julien, J.-F., Julliard, R. & Kerbiriou, C. (2015) Bat activity in intensively farmed landscapes with wind turbines and offset measures. *Ecological Engineering*, **75**, 250-257.

Rydell, J. (2006) Bats and their insect prey at streetlights. *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting* (eds Rich, C., Longcore, T.), pp. 43-60. Island Press, Washington, D.C..

Schnitzler, H.U., Moss, C.F. & Denzinger, A. (2003) From spatial orientation to food acquisition in echolocating bats. *Trends in Ecology & Evolution*. **18**, 386–394.

Stahlschmidt, P. & Brühl, C.A. (2012) Bats as bioindicators – the need of standardized method for acoustic bat activity surveys. *Methods in Ecology and Evolution*. **3**, 503-508.

Swift, S. & Racey, P. (2002) Gleaning as a foraging strategy in Natterer's bat *Myotis nattereri*. *Behavioral Ecology and Sociobiology*. **52**, 408-416.

Electronic supplementary material D: List of bird and bat species contacted

List of the 74 bird species contacted within 100 m from the observer with the point count protocol and the % abundance. Species in bold are those observed in more than 5 % of point counts.

Species	% of abundance	Species	% of abundance
<i>Accipiter nisus</i>	0.03	<i>Lanius collurio</i>	0.19
<i>Acrocephalus palustris</i>	0.03	<i>Linaria cannabina</i>	4.79
<i>Aegithalos caudatus</i>	0.06	<i>Locustella naevia</i>	0.03
<i>Alauda arvensis</i>	25.10	<i>Lophophanes cristatus</i>	0.03
<i>Anthus pratensis</i>	0.03	<i>Lullula arborea</i>	0.06
<i>Anthus trivialis</i>	0.61	<i>Luscinia megarhynchos</i>	0.77
<i>Apus apus</i>	0.13	<i>Motacilla alba</i>	0.74
<i>Ardea cinerea</i>	0.03	<i>Motacilla flava</i>	15.43
<i>Asio otus</i>	0.03	<i>Muscicapa striata</i>	0.16
<i>Burhinus oedicephalus</i>	0.26	<i>Oenanthe oenanthe</i>	0.39
<i>Buteo buteo</i>	0.03	<i>Oriolus oriolus</i>	0.16
<i>Carduelis carduelis</i>	0.96	<i>Parus major</i>	0.23
<i>Chloris chloris</i>	0.32	<i>Passer domesticus</i>	0.39
<i>Circus aeruginosus</i>	0.06	<i>Perdix perdix</i>	5.85
<i>Circus cyaneus</i>	0.06	<i>Periparus ater</i>	0.48
<i>Circus pygargus</i>	0.19	<i>Phasianus colchicus</i>	0.16
<i>Coloeus monedula</i>	0.51	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	0.03
<i>Columba livia</i>	2.35	<i>Phylloscopus collybita</i>	0.84
<i>Columba palumbus</i>	6.30	<i>Phylloscopus trochilus</i>	0.48
<i>Corvus corone</i>	1.48	<i>Pica pica</i>	0.10
<i>Corvus frugilegus</i>	2.19	<i>Poecile palustris</i>	0.03
<i>Coturnix coturnix</i>	1.45	<i>Prunella modularis</i>	0.23
<i>Crex crex</i>	0.06	<i>Riparia riparia</i>	0.06
<i>Cuculus canorus</i>	0.10	<i>Saxicola rubetra</i>	0.26
<i>Cyanistes caeruleus</i>	0.29	<i>Saxicola rubicola</i>	0.39
<i>Delichon urbicum</i>	0.16	<i>Sitta europaea</i>	0.03
<i>Dendrocopos major</i>	0.03	<i>Spinus spinus</i>	0.10
<i>Dryocopus martius</i>	0.06	<i>Streptopelia decaocto</i>	0.06
<i>Emberiza calandra</i>	7.97	<i>Streptopelia turtur</i>	0.35
<i>Emberiza citrinella</i>	0.35	<i>Sturnus vulgaris</i>	1.25
<i>Erithacus rubecula</i>	0.16	<i>Sylvia atricapilla</i>	2.6
<i>Falco tinnunculus</i>	0.71	<i>Sylvia sp</i>	1.67
<i>Falco subbuteo</i>	0.03	<i>Troglodytes troglodytes</i>	0.55
<i>Fringilla coelebs</i>	2.86	<i>Turdus merula</i>	1.70
<i>Garrulus glandarius</i>	0.03	<i>Turdus philomelos</i>	0.32
<i>Hirundo rustica</i>	1.48	<i>Turdus viscivorus</i>	0.03
<i>Hyppolais polyglotta</i>	2.15	<i>Vanellus vanellus</i>	0.03

List of the bat species contacted and the % abundance in their respective group.

Group of bat species	% of the total number of bat passes	Species composing each group	% of the number of the group passes
Pipistrellus	93	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	78
		<i>Pipistrellus nathusii</i>	0.2
		<i>Pipistrellus kuhlii</i>	0.1
		<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	0.1
		Unknown <i>Pipistrellus</i> sp	21.6
Eptesicus-Nyctalus	4	<i>Nyctalus noctula</i>	10
		<i>Nyctalus leisleri</i>	8
		<i>Eptesicus serotinus</i>	3
		Unknown <i>Eptesicus-Nyctalus</i> sp	79
Plecotus-Myotis	3	<i>Plecotus auritus</i> & <i>Plecotus austriacus</i>	23
		<i>Myotis myotis</i>	7
		<i>Myotis nattereri</i>	6
		<i>Myotis bechsteinii</i>	1
		<i>Myotis daubentonii</i>	1
		Unknown <i>Myotis</i> sp	62

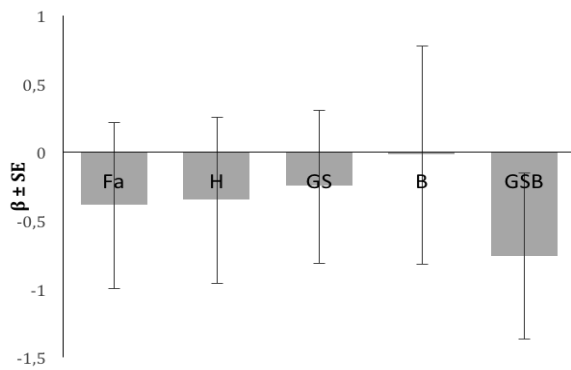
Electronic supplementary material E: Difference of taxa abundance in crops under wind turbines and crops without wind turbines

β parameters $\pm$ standard errors (SE) and p-values from mixed generalized linear models on species abundance for the 12 bird species observed in more than 5 % of the count points and from the generalized linear model of bat activity. Bird species abundance and bat activity were compared between crops without compensation measures (C, used as the intercept) and crops under a wind farm (CWT). A positive (negative) parameter indicated that the bird abundance or bat activity was higher (lower) under the wind turbine farm than outside. Taxa that had a negative parameter less than SE were considered as impacted by the wind farming in scenarios 2 and 3. These taxa are in bold in the table.

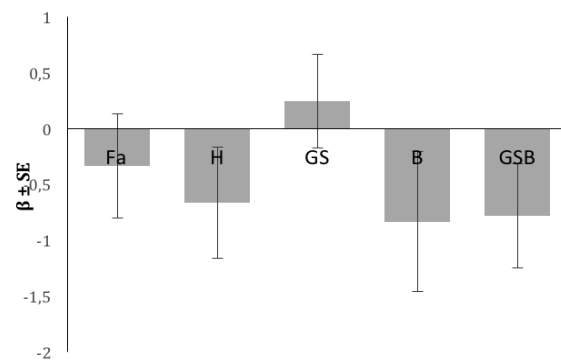
	$\beta \pm \text{SE}$	p-value
Bird species		
<i>Alauda arvensis</i>	-0.03 $\pm$ 0.14	0.829
<i>Columba palumbus</i>	-0.06 $\pm$ 2.07	0.975
<i>Coturnix coturnix</i>	-2.83$\pm$1.03	0.006
<i>Emberiza calandra</i>	-0.07 $\pm$ 0.34	0.847
<i>Fringilla coelebs</i>	-1.98$\pm$1.02	0.051
<i>Hypolais polyglota</i>	0.49 $\pm$ 0.79	0.533
<i>Linaria cannabina</i>	0.12 $\pm$ 0.99	0.901
<i>Motacilla flava</i>	-0.02 $\pm$ 0.24	0.935
<i>Perdix perdix</i>	0.52 $\pm$ 0.34	0.132
<i>Sylvia atricapilla</i>	-1.99$\pm$1.76	0.259
<i>Sylvia sp</i>	0.79 $\pm$ 0.85	0.356
<i>Turdus merula</i>	-1.37$\pm$0.87	0.114
Bat groups		
<i>Eptesicus-Nyctalus sp</i> (1 st visit)	-1.08 $\pm$ 1.15	0.346
<i>Myotis-Plecotus sp</i> (1 st visit)	-0.22 $\pm$ 0.49	0.656
<i>Pipistrellus sp</i> (1 st visit)	-0.59 $\pm$ 0.64	0.355
<i>Eptesicus-Nyctalus sp</i> (2 nd visit)	-0.55$\pm$0.39	0.156
<i>Myotis-Plecotus sp</i> (2 nd visit)	-0.03 $\pm$ 0.56	0.962
<i>Pipistrellus sp</i> (2 nd visit)	-0.56 $\pm$ 0.69	0.414

Electronic supplementary material F: Differences in relative abundance (β parameters $\pm$ standard errors) between control (crops without offset measure, intercept) and the current offset measures (Fa: Fallows) or the potential alternative offset measures (H: hedgerows, GS: grass strips, B: bushes, GSB: grass strips with bushes) for the other species.

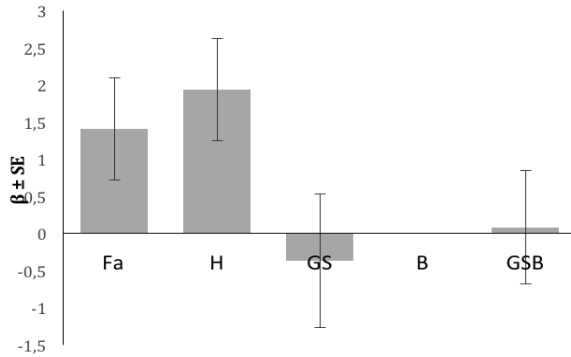
Coturnix coturnix:



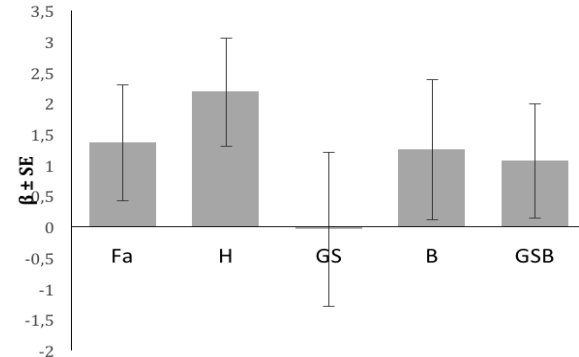
Emberiza calandra:



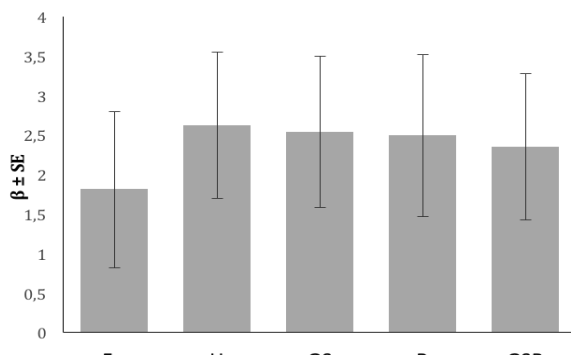
Fringilla coelebs:



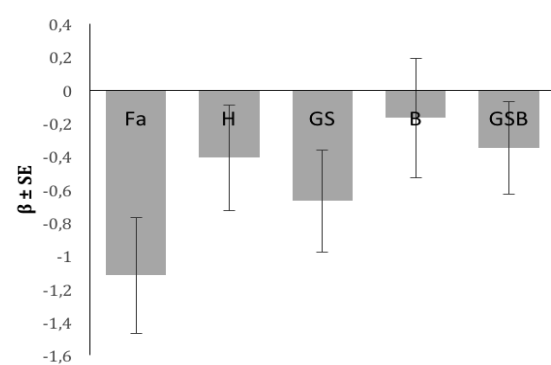
Hyppolais polyglota:



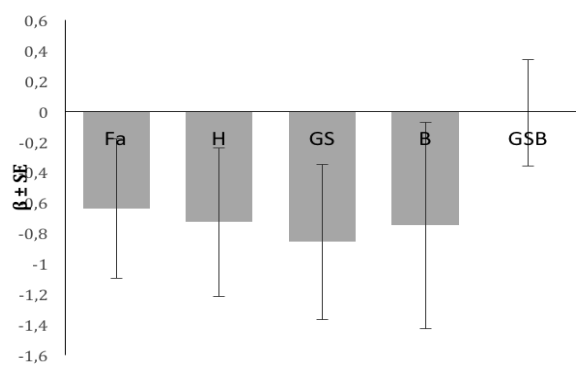
Linaria cannabina:



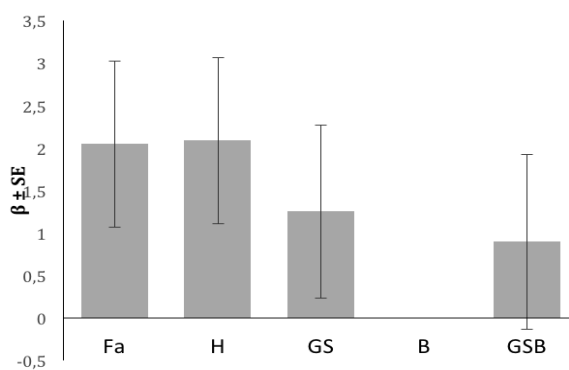
Motacilla flava:



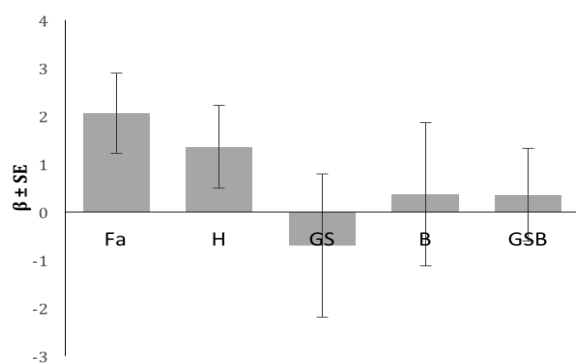
Perdix perdix:



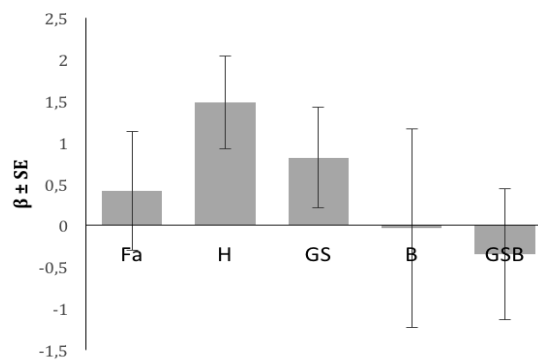
Sylvia atricapilla:



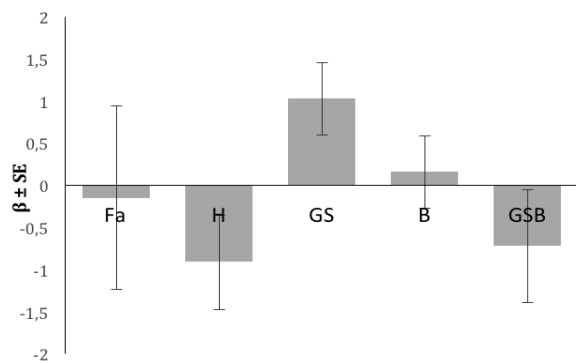
Sylvia sp.:



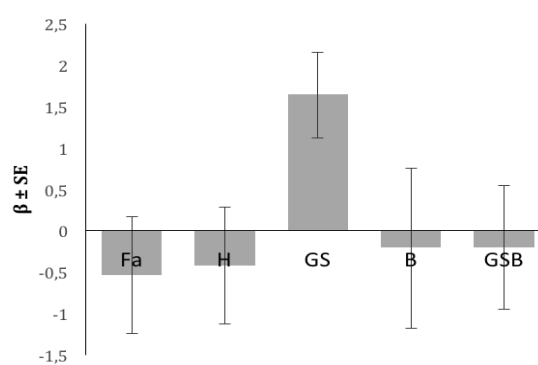
Turdus merula:



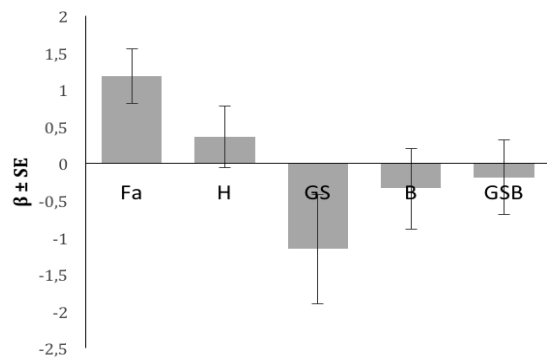
Circus spp. (point) :



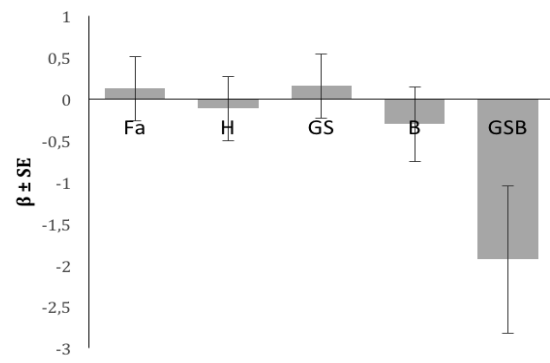
Eptesicus-Nyctalus sp (1st visit):



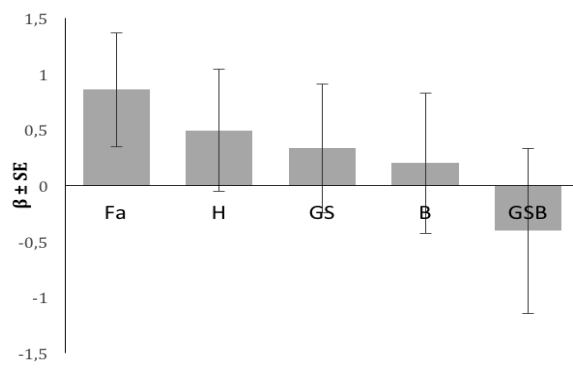
Myotis-Plecotus sp (1st visit):



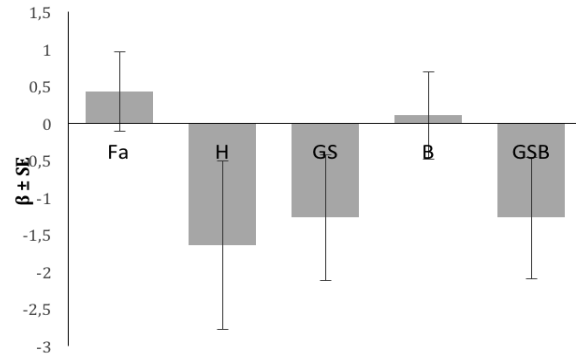
Eptesicus-Nyctalus sp (2nd visit) :



Myotis-Plecotus sp (2nd visit):



Pipistrellus sp (2nd visit):



Vers d'autres formes de compensation : les changements de pratiques agricoles

L'étude précédente démontre que des mesures alternatives moins contraignantes et toutes aussi efficaces pour la biodiversité, peuvent remplacer une mesure difficile à mettre en place en milieu agricole pour des raisons d'acceptabilité socio-économique. La méthode proposée, intégrant toutes les espèces d'oiseaux et de chiroptères d'un site, permet ainsi de calculer la quantité de mesures alternatives nécessaires pour atteindre le même gain écologique que la mesure à l'origine du blocage, qui reste toujours dans ce cas d'étude la mesure optimale à surface/linéaire égale. Cette méthode prend tout son sens dans les cas d'études où il est nécessaire de compenser plusieurs espèces simultanément, permettant d'optimiser le gain apporté par la mesure à un maximum d'espèces. La construction du calcul permet d'expliciter en toute transparence les pondérations entre les différentes composantes de la biodiversité, en donnant par exemple un poids plus important aux espèces sensibles à l'éolien, ou plus de poids à la période reproduction. Cette forte modularité en fonction du type de projet permet de co-construire, étape par étape, un arbitrage avec les différentes parties prenantes et ainsi éviter les situations de blocages. La méthode développée pour résoudre ces blocages mériterait cependant d'être validée dans d'autres contextes socio-économiques et par des études orientées sciences humaines et sociales. Dans le cas d'étude de l'article 3, un comité de pilotage pour un projet de parc éolien avait été élaboré suite à la situation de blocage sur les mesures compensatoires de 2 ha de jachère par éolienne imposées par l'autorité environnementale. Ce comité réunissait le monde agricole, la fédération des chasseurs, les associations de protection de la nature et l'autorité environnementale, et a ensuite mandaté le Muséum National d'Histoire Naturelle pour produire des mesures alternatives et acceptables pour l'ensemble des parties prenantes. Les solutions ont ensuite été proposées à l'autorité environnementale

pour finalement être appliquées sur tous les projets éoliens. Cependant ce cas particulier a été très coûteux en termes de temps d'animation et de pilotage, et en terme économique avec d'importants moyens expérimentaux. De ce fait, l'étude préalable des alternatives possibles en compensation, et la possibilité de généraliser leurs bénéfices à un maximum de contextes paraît indispensable pour gagner en efficacité et effectivité de mise en place des mesures.

Cependant, la situation française actuelle de la compensation est insatisfaisante du point de vue de la biodiversité (Quétier & Lavorel 2011), et ceci est en partie lié à des problèmes méthodologiques au sujet de la qualification et la quantification de la biodiversité (Quétier & Lavorel 2011). En effet, la doctrine ERC française n'aborde pas les bases scientifiques nécessaires pour atteindre l'objectif d'absence de perte nette de biodiversité (par exemple les indicateurs à utiliser, les ratios d'équivalence, les décalages temporels entre l'effectivité de la compensation et l'impact). La doctrine n'aborde pas non plus les dispositions institutionnelles requises (par exemple l'individualité de la compensation ou non, la nécessité ou non de bancariser les habitats, les prix de compensation), dont la conception est transférée aux autorités environnementales locales et régionales rendant la compensation d'une qualité hétérogène et au cas par cas (Quétier, Regnery & Levrel 2014). De plus la doctrine ERC prône une compensation spatialement et écologiquement la plus proche possible de l'aire impactée (McKenney & Kiesecker 2010). Cependant, cela constitue une limite dans le cas du milieu agricole, car il est difficile de convertir des terres productives en mesures compensatoires ou d'accompagnement. Il est donc nécessaire de trouver des leviers de compensation complémentaires, pouvant par ailleurs être bénéfiques aux espèces défavorisées par l'essentiel des mesures d'infrastructures agroécologiques étudiées précédemment, telle que l'Alouette des champs.

Parmi les possibilités de création de mesures apportant des gains écologiques dans un paysage agricole intensif, en dehors des infrastructures agroécologiques, les changements de pratiques

agricoles peuvent fournir de réelles plus-values. De telles mesures constitueraient un réel changement de paradigme. En effet, contrairement aux infrastructures agroécologiques, les pratiques agricoles concernent la matrice et non plus un « saupoudrage » d'éléments souvent linéaires ou ponctuels annexes. Ainsi chaque bénéfice apporté à la biodiversité, même moindre, pourra rapidement générer des effets cumulés importants à l'échelle des paysages. L'objectif premier sera donc d'utiliser les changements de pratiques les moins contraignants, et donc acceptables n'engendrant pas de pertes de rendement, ainsi que les plus efficaces possible sur la biodiversité. Certaines composantes de l'agriculture conventionnelle, notamment la simplification du travail du sol, semblent très intéressantes pour la biodiversité. En effet, l'arrêt du labour (nommé « non labour »), c'est-à-dire du retournement du sol sur une profondeur plus ou moins importante, est connu pour affecter positivement la biodiversité, que ce soit celle du sol (micro-organismes, mésofaune et macrofaune), les arthropodes, la flore, les oiseaux ou les mammifères (Holland 2004 ; Tamburini et al. 2016). Cependant, il existe une grande diversité de possibilités pour réaliser le non labour, engendrant des pratiques différentes au sein des systèmes agricoles (Kladivko 2001 ; Hobbs et al. 2008). Le fait de ne plus retourner le sol engendre une quantité plus importante de végétation spontanée au sein des parcelles, que l'agriculture moderne s'efforce de minimiser, et beaucoup de possibilités existent pour les contrôler (Brouder & Gomez-Macpherson 2014). En effet certains agriculteurs préfèrent réaliser plusieurs travaux superficiels du sol, et d'autres en feront moins en utilisant plus d'herbicides pour minimiser le nombre de passages de désherbage mécanique sur la parcelle. Ces choix sont le plus souvent guidés par des aspects économiques, le travail du sol pouvant être très coûteux en carburant sur certains sols, et le type de sol ainsi que les conditions météorologiques pouvant parfois restreindre les possibilités de multiplier les passages sur la parcelle (Pannell et al. 2014 ; Ward et al. 2018). De ce fait, le non labour est un choix de l'agriculteur, mais qui engendre des pratiques

agricoles adaptées au contexte local et économique. Les études scientifiques s'intéressant aux effets du travail du sol sur la biodiversité intègrent rarement ces variations, en étudiant de façon macroscopique le non labour sous le terme général de labour de conservation, ce qui conduit parfois à une absence de consensus dû à des effets opposés sur la biodiversité (Flickinger & Pendleton 1994 ; Lokemoen & Beiser 1997 ; Shutler et al. 2000 ; Filippi-Codaccioni et al. 2009). Par exemple, Filippi-Codaccioni et al. (2009) dénombrèrent significativement moins d'oiseaux spécialistes du milieu agricole dans les parcelles de non labour qu'en labour conventionnel. Cela est également le cas pour l'Alouette hausse-col dans l'étude de Flickinger & Pendleton (1994), contrairement aux deux autres études (Lokemoen & Beiser 1997 ; Shutler et al. 2000). La variation des pratiques associées à l'absence de labour peut donc être la source de ce non consensus, et notamment l'intensité du travail du sol et la quantité d'herbicide. Ceci est d'autant plus intéressant qu'en France, la quantité de pesticides utilisés pourrait être significativement diminuée sans affecter la productivité et la marge brute des agriculteurs (Lechenet *et al.* 2017). Vis-à-vis des pesticides, il existe donc une réelle marge de sécurité en termes de revenu agricole, suggérant la faisabilité d'un changement des pratiques agricoles, impliquant une modification des pratiques associées au non labour tel que le mode de gestion de la végétation spontanée.

Au-delà du non labour, l'impact des pratiques agricoles chez les chiroptères est aujourd'hui encore non étudié ou presque, à l'exception de trois études comparant l'agriculture biologique et conventionnelle (Wickramasinghe et al. 2003 ; Fuller et al. 2005 ; Pocock & Jennings 2008), alors que l'étude de l'impact de ces pratiques revêt de fort enjeux sur ce taxon. Au-delà des enjeux de conservation (Voigt & Kingston 2016), les chiroptères, en tant que taxon insectivore, jouent un rôle fonctionnel probablement clé dans la régulation des populations d'arthropodes (Wickramasinghe et al. 2004 ; Charbonnier et al. 2014 ; Maine & Boyles 2015). L'étude de l'activité des chiroptères dans le paysage constitue ainsi une mesure

fonctionnelle indicatrice de la ressource alimentaire disponible (Wickramasinghe et al. 2004 ; Charbonnier et al. 2014 ; Maine & Boyles 2015). En effet durant leur période d'activité nocturne les chiroptères, contrairement aux oiseaux, sont peu liés à un territoire de reproduction et n'ont pas de contraintes de territorialité, leur permettant de sélectionner leurs sites d'alimentation en fonction de la ressource. L'étude des chiroptères constitue donc une mesure indicatrice d'un niveau trophique élevé possédant un pouvoir discriminant dans la comparaison de modalités agricoles par exemple. Cela renforce l'intérêt d'étudier chez ce taxon l'impact de l'intensification du travail du sol, et de l'utilisation d'herbicides pouvant limiter le développement des plantes hôtes de proies potentielles. L'étude de ces aspects a donc pour objectif de mettre en évidence les gains écologiques qui pourraient servir de compensation dans le cadre d'implantation d'éoliennes en milieu agricole. Pour répondre à ces questions j'ai donc conduit une expérimentation basée sur la comparaison de l'activité en chiroptères entre 4 systèmes agricoles en cultures de blé dans un même paysage homogène, en plaçant les enregistreurs acoustiques en cœur de parcelle pour minimiser l'effet bordure et sur des nuits complètes. Les 4 systèmes étaient répartis parmi 19 parcelles contiguës. Globalement les systèmes étaient soit caractérisés par un labour en agriculture biologique (12 sites échantillonnés), soit un labour en agriculture conventionnelle (21 sites échantillonnés), soit un non labour en agriculture conventionnelle avec 3 passages d'herbicides (18 sites échantillonnés) ou soit un non labour en agriculture conventionnelle avec 2 passages d'herbicides (13 sites échantillonnés). Chaque nuit plusieurs sites dans chaque système étaient échantillonnés simultanément. Les résultats montrent que l'activité en chiroptères est toujours 3.6 à 9.3 fois plus forte en labour biologique que dans le cas d'un labour conventionnel et d'un non labour comportant 3 passages d'herbicides. De même, l'activité dans le non labour avec 2 passages d'herbicides seulement était 6.9 fois supérieure en moyenne au labour conventionnel, et comparable à celle du labour biologique. L'activité dans le non labour avec

2 passages d'herbicides était significativement plus élevée que dans le non labour avec 3 passages d'herbicides, mais pour un seul genre. Ces résultats soulignent des différences très importantes dans la quantité d'activité en chiroptères entre les systèmes, avec un bénéfice particulièrement élevé apporté par l'agriculture biologique. Ils révèlent également les contrastes qui existent entre les 3 systèmes conventionnels étudiés, avec des effets particulièrement négatifs à la fois de l'augmentation du travail du sol et du nombre de passages d'herbicides. Le résultat fort de cette étude est que des gains très importants pour les chiroptères peuvent être atteints en non labour en supprimant un herbicide sur trois seulement, permettant même de se rapprocher du gain apporté par l'agriculture biologique, ce qui ouvre des perspectives intéressantes.

Article 4

Tillage and herbicide reduction mitigate the gap between conventional and organic farming effects on foraging activity of insectivorous bats.

Kévin Barré^{1, 2}, Isabelle Le Viol¹, Romain Julliard¹, François Chiron³, Christian Kerbiriou¹

¹ Muséum national d'Histoire naturelle, Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation, UMR 7204 MNHN-CNRS-UPMC, 61 rue Buffon, 75005 Paris, France

² Agrosolutions, 83 Avenue de la Grande Armée, 75782 Paris, France

³ Ecologie Systématique Evolution, AgroParisTech, CNRS, Université Paris-Sud, Université Paris-Saclay. 91400 Orsay, France

Corresponding author:

Kévin Barré

kevin.barre@edu.mnhn.fr

Phone: 01 40 79 38 31

Keywords: chiroptera, farming practices, farmland biodiversity, pesticides, ploughing, weed control.

Abstract

The increased use of pesticides and tillage intensification are known to negatively affect biodiversity. Changes in these agricultural practices such as herbicide and tillage reduction have variable effects among taxa, especially at the top of the trophic network including insectivorous bats. Very few studies compared the effects of agricultural practices on such taxa, and overall only as comparison of conventional *versus* organic farming without accurately accounting for underlying practices, especially in conventional where many alternatives exist. Divergent results founded in these previous studies could be driven by this lack of clarification about some unconsidered practices inside both conventional and organic systems. We simultaneously compared, over whole nights, bat activity on contiguous wheat fields of one organic and three conventional farming systems located in an intensive agricultural landscape. The studied organic fields (OT) used tillage (i.e. inversion of soil) without chemical inputs. In studied conventional fields, differences consisted of: tillage using few herbicides (T), conservation tillage (i.e. non-inversion of soil) using few herbicides (CT), and conservation tillage using more herbicide (CTH), to control weeds. Using 64 recording sites (OT=12; T=21; CT=13; CTH=18), we sampled several sites per system placed inside the fields each night. We showed that bat activity was always higher in OT than in T systems for two (*Pipistrellus kuhlii* and *Pipistrellus pipistrellus*) out of three species and for one (*Pipistrellus spp.*) out of two genera, as well as greater species richness. The same results were found for the CT *versus* T system comparison. CTH system showed higher activity than T for only one genus (*Pipistrellus spp.*). We did not detect any differences between OT and CT systems, and CT showed higher activity than CTH system for only one species (*Pipistrellus kuhlii*). Activity in OT of *Pipistrellus spp.* was overall 3.6 and 9.3 times higher than CTH and T systems respectively, and 6.9 times higher in CT than T systems. Our results highlight an important benefit of organic farming and contrasted effects in conventional

farming. That there were no differences detected between the organic and one conventional system is a major result. This demonstrates that even if organic farming is presently difficult to implement and requires a change of economic context for farmers, considerable and easy improvements in conventional farming are attainable, while maintaining yields and approaching the ecological benefits of organic methods.

Introduction

Halting the loss of biodiversity, recognized as a crucial aim for humanity (Cardinale et al., 2012), has resulted in the adoption of different environmental policies to reduce the impact of anthropogenic changes. As land-use changes and agriculture intensifies, farming, particularly crop farming, is a major driver of biodiversity loss (Maxwell et al., 2016). There is an urgent need to reconcile nature conservation and agricultural production on large spatial scales. Two contrasting scenarios optimising nature conservation and production have so far been proposed and widely discussed: integrate conservation and production functions in heterogeneous landscapes (land sharing) or separate farming activities from nature conservation in homogeneous landscapes (land sparing; Fischer et al., 2008). Both strategies are controversial, their effectiveness is clearly dependent of conservation aims (species versus ecosystem functions), land-use intensity and landscape-context (Kleijn et al., 2011). None appear satisfactory in large productive agricultural regions where landscapes have been heavily modified, where production has a strong economic stake, but where conservation of species and ecosystem functions and services are crucial (Power, 2010), especially since these systems cover large areas on a global scale (agriculture area: 38.5%; FAO, 2011). In such intensive regions, the best complementary and conciliatory approaches in the short-term (i.e. without big changes in the political choices of production) are likely to be those that increase biodiversity potential (species, abundance) without reducing production and the surface of semi-natural habitats, a so called win-no loss situation (Teillard et al., 2016). This could be achieved by improving farming systems through changes in practice, from those that are the most negative for biodiversity to those that are both the least negative and not antagonistic to production (Petit et al., 2015). The threat from crop farming is a product of land-use changes including clearing for cultivation, homogenization of the agricultural landscape, fragmentation of associated habitats such as woodlands (Benton et al., 2003); but also the

intensification of practices within croplands such as increased use of fertilizers, pesticides, the simplification of crop rotation (Bengtsson et al., 2005; Benton et al., 2003) and the replacement of genetically diverse traditional varieties by homogeneous modern varieties (Hoisington et al., 1999).

With the aim of mitigating biodiversity loss in agricultural landscapes, environmental policies have been launched and regularly reformed in numerous countries, such as across Europe with the Common Agricultural Policy (CAP). However, although there are possibilities for improvement, previous reforms do not appear to be satisfactory for biodiversity conservation (Pe'er et al., 2014). For the environmental element, reforms consist of Agri-Environment Schemes (AES) that are based on offering financial incentives to farmers to implement and protect areas and lines of vegetation, using fewer agrochemicals, or employing alternative pasture methods (Kleijn and Sutherland, 2003). AES occurred in 22% of farms during the period 2000–2009 (Zimmermann and Britz, 2016) and 21% of the Utilized Agricultural Area (Eurostat, 2009). Such schemes have had so far marginal to moderately positive effects on biodiversity (Kleijn et al., 2006): even if AES can have substantial effects at a local scale, they are not halting national declines in populations (Gamero et al., 2016). In addition, although some key elements have been identified on a larger scale than AES as affecting local farmland biodiversity such as landscape and habitat heterogeneity and connectivity (Benton et al., 2003; Tschardt et al., 2005), some elements of local management are also known to be highly positive for biodiversity, such as crop diversification (Gurr et al., 2016) and farming practices (Hole et al., 2005).

The intensification of pesticide use is known to negatively affect many taxa on a large scale (Geiger et al., 2010) as well as tillage (i.e. inversion of soil; Holland, 2004) and the shortening of crop rotations (Dick, 1992; Hole et al., 2005). However, agricultural practices that aim to conserve biodiversity within agricultural landscapes such as restrictions on chemical inputs in

organic farming have variable efficiency among taxa (Fuller et al., 2005). In addition, due to the multiplicity of ways to control weeds leading to a trade-off between herbicide use and tillage intensity, opposite effects of conservation tillage on biodiversity have also been observed (i.e. non-inversion of soil; Filippi-Codaccioni et al., 2009; Flickinger and Pendleton, 1994; Lokemoen and Beiser, 1997; Shutler et al., 2000). Conservation tillage is a common practice used in 28.4% of the total arable land of France (Agreste, 2011), often with an economic aim when the fuel needed for tillage meant it was less profitable than a conservation tillage using more herbicides to control weeds. Such uncertainties about practices necessitate an accurate study of a simultaneous gradient of farming practices within the same landscape. In theory, such a gradient should be studied in systems with similar yields to calculate the relative effects of tillage intensity and chemical inputs in order to define optimal farming practices that respond to both the aims of production and biodiversity conservation. However, studies on the relationship between farming practices and biodiversity are lacking for several taxa, and/or results are frequently controversial, indeed some farming practices such as conservation tillage include several distinct and more or less intensive methods that so far have not often been taken into account. Focusing on the response of species, at the top of trophic network, such as bats that are abundant, strictly insectivorous and considered as effective bioindicators (Park, 2015; Russo and Jones, 2015), may thus be helpful for better assessing the effect of such farming practices. Insectivorous bats also provide many ecosystem services (Kunz et al., 2011) such as a huge economic advantage in agriculture with a gain of billions of dollars each year (Boyles et al., 2011). Several species identified as threatened by the International Union for Conservation of Nature are largely affected by intensive agriculture (Azam et al., 2016). Moreover, AES do not seem to encourage conservation of such species in conventional farming (Fuentes-Montemayor et al., 2011; MacDonald et al., 2012; Park, 2015) even having negative effects sometimes (Fuentes-

Montemayor et al., 2011), that accentuate the urgent need to assess the effects of farming practices.

To our knowledge, only very few studies have compared conventional with organic farming, and only in a general way with no gradient of practices in both systems. Moreover, results diverged according to studies, showing significantly positive effects of organic farming compared to conventional farming on activity (Fuller et al., 2005; Wickramasinghe et al., 2003, 2004), species richness and diversity (Fuller et al., 2005). It was also found that there were no differences (Pocock and Jennings, 2008) but driven differences in boundaries between organic and conventional, as well as two cases of significant negative effect on diversity (Fuller et al., 2005) and activity (MacDonald et al., 2012). In all these studies, the activity of strictly insectivorous bats was measured during their foraging activity, known to be driven by arthropod availability (Charbonnier et al., 2014; Hayes, 1997). Thus the lack of consensus about effects of farming systems on bats could be linked to an effect of the gradient of practices on their arthropod prey, such as herbicides and tillage intensity (Evans et al., 2010; Pereira et al., 2007; Rodríguez et al., 2006; Taylor et al., 2006). Although some studies revealed herbicide accumulation in bats along the farming intensification gradient (Bayat et al., 2014; Stechert et al., 2014), the relative effects of herbicide use and tillage intensity on crop attractiveness for bats remains unstudied.

The aim of this study is to analyse the potential role of farming practices in providing ecological benefits for bats, and the possibilities of conventional farming to draw closer to the beneficial effects of organic farming. Specifically, we compare bat foraging activity simultaneously on wheat crops of one organic and three conventional farming systems located in a narrow intensive agricultural landscape, setting us free from the landscape effect known to be greater than the practice effect (Bengtsson et al., 2005). This allows the analysis of the

effect of tillage and herbicide intensification on bat activity using a comparison of the following systems:

- (1) Organic tillage fields (OT, organic farming): inversion of soil without herbicides
- (2) Conservation tillage fields (CT, conventional farming): no inversion of soil using 2 herbicide passes
- (3) Conservation tillage fields using more herbicide (CTH, conventional farming): no inversion of soil using 3 herbicide passes
- (4) Tillage fields (T, conventional farming): inversion of soil using 2 herbicide passes

We expected that organic tillage would have a positive effect on bat activity and species richness compared to the three other conventional systems, thanks to the lack of herbicides, such as previously shown on a large scale by Wickramasinghe et al. (2003). We also hypothesize that tillage and herbicide reductions in conventional systems could help to mitigate this gap, influencing availability of arthropod prey known to drive bat activity.

Methods

Agricultural context of the study area

The study was conducted in the Île-de-France region, France, in an intensive agricultural landscape among some of the main productive areas in Europe (Table S1.1). This region is covered by 59% of agricultural areas similar to that found at a national level (Table S1.2), dominated by arable land (90%) for intensive cereal crops (62 % of wheat and barley), rape (14%), corn (14%), sugar beet (6%) and peas (4%; Agreste, 2010). Organic farming represents 2.5% of the utilized arable land (UAL) on a national level, and respectively 1.4% and 4.1% in the region and in the study area, with a positive trend in France (+52.7%) over the 2011-2015 period (Table S1.3). At the opposite end of the spectrum, pesticide use has increased by 5.8 % since 2011 at the national scale (Ecophyto, 2015), only herbicides showed

a significant positive trend for the period of time 2008-2013 (Hossard et al., 2017). Similarly, conservation tillage takes up 28.4% of the UAL in France, but only 21.4% and 14.3% in the region and in the study area respectively (Table S1.4).

Sampling design

We compared bat activity across one organic and three conventional farming systems through recordings of bat activity on wheat crops in all four farming systems simultaneously. We sampled 64 sites: 12 sites for Organic Tillage fields (OT), 13 for Conservation Tillage fields (CT), 18 for Conservation Tillage fields using more Herbicide (CTH) and 21 for Tillage fields (T), distributed inside 19 contiguous fields over a 3.5 km radius on the same agricultural plateau (Fig. 1).

Thanks to the contiguity of fields and the small spatial scale, landscape and soil composition is very similar among the four systems. This allowed to avoid variance source connected with landscape, and to study in detail the choice of plot of a given system rather than another by individuals. In addition, sampling sites inside the fields were chosen in order to limit differences in surrounding land-use in the studied farming systems (Fig. S2.1).



Figure 1. Land-use map of the study area showing sampling sites inside wheat fields of the four studied farming systems (OT, CT, CTH, T).

Features of farming practices studied

Farming systems differed in their method of weed control in wheat crops. During the intercrop period, between July (harvest of the cash crop) and October (sowing of the new crop), all 4 systems used one to two harrowings in August; OT and T used a tillage (i.e. inversion of soil to 30 cm depth) followed by a smoothing to prepare the seedbed; CT and CTH used conservation tillage (i.e. non inversion of soil) using respectively a single decompaction (superficial tillage to lighten the soil without destructuring) and a decompaction associated with one herbicide. After sowing, during the growing period, the three conventional systems (T, CT and CTH) applied one herbicide just after sowing, as well as in March, followed by one fungicide in April and May, and then two in June. No insecticide was applied. Active molecules of herbicides and fungicides used were the same for the three conventional systems (Tables S3.1 & S3.2). The OT system did not use chemical pesticides, just a mechanical weed control using a hoeing machine in March, April and June (Table 1). In all systems, wheat crops were sown every two years (for more details on crop type between wheat crops see Table S3.3). Organic fields were established for over ten years, conventional and conservation tillage were performed on different fields each year.

Table 1. Chronology of interventions on studied wheat fields over an entire year in four farming systems. Bat monitoring was performed in June.

Farming systems	Chronology of interventions							
	July	August	September	October	March	April	May	June
Organic farming								
Organic tillage (OT)	Harvest	Harrowing	Tillage + smoothing	Sowing	Mechanical weed	Mechanical weed	Ø	Mechanical weed
Conventional farming								
Conservation tillage (CT)	Harvest	Harrowing	Decompaction	Sowing + herbicide (x1)	Herbicide (x1)	Fungicide (x1)	Fungicide (x1)	Fungicide (x2)
Conservation tillage using more herbicide (CTH)	Harvest	Harrowing	Decompaction + Herbicide (x1)	Sowing + herbicide (x1)	Herbicide (x1)	Fungicide (x1)	Fungicide (x1)	Fungicide (x2)
Tillage (T)	Harvest	Harrowing	Tillage + smoothing	Sowing + herbicide (x1)	Herbicide (x1)	Fungicide (x1)	Fungicide (x1)	Fungicide (x2)

Bat monitoring

Recordings were carried out from the 16th to the 23rd of June 2016 in the seasonal peak of bat activity as recommended by the French national bat-monitoring programme “Vigie-Chiro” (<http://vigienature.mnhn.fr/>), under favourable weather conditions without rain, with low wind speeds (< 7 m/s) and temperatures higher than 12°C.

In order to optimize and standardize comparisons, we sampled simultaneously using continuous acoustic monitoring, one to four sites for each farming system (OT/CT/CTH/T) on the same night (a total of six to eleven sites per night; Table S4.1) from 30 minutes before sunset to 30 minutes after sunrise (Skalak et al., 2012). The bat taxa are known for substantial inter-night, seasonal and year variations in abundances (Hayes, 1997). Thus a sampling design focused within a short period where several sites were simultaneously sampled for each farming system on the same night, allowed to minimize this temporal source of variance. This design also allowed to control for these potential variations using nested models performed on date (see Statistical analysis section). In addition, the 8 sampled nights were performed during the lactation period, a season with high energetic constraints, allowing to study a more accurate foraging selection.

Standardized echolocation calls were recorded using one SM2BAT detector per site. All simultaneously sampled sites were separated by at least 300 metres to avoid simultaneous recordings. In addition, all sites were always placed inside the field at a minimum of 40 metres distance from the boundary to minimize its effects. The detectors automatically recorded all ultrasounds (> 12 KHz) while maintaining the characteristics of the original signals. In addition, note that the bat activity we used is not an abundance, but a metric more sensitive to habitat quality: for example one bat foraging all night within a sampled site will produce a huge value of bat activity instead of some bats crossing the sampled site.

For the first step, echolocation calls were detected and classified to the most accurate taxonomic level using the TADARIDA software (Bas et al., 2017) which allows a confidence index to be assigned to each classification of call. For the second step, all echolocation calls were checked using BatSound© software except the most represented species, *Pipistrellus pipistrellus*, for which we only checked 20% from the 0.5 confidence index due to a high quantity of calls (see Table S4.2 for more details on the identification procedure). In addition to the calls assigned to *P. pipistrellus*, *P. kuhlii* and *P. nathusii*, we constructed three groups (*Nyctalus spp*, *Plecotus spp* and *Myotis spp*) as contact with these taxa were associated with low occurrence, or difficulty in identification (Obrist et al., 2004).

As it is impossible to determine the number of individual bats from their echolocation calls, we calculated a bat activity metric (bat passes), calculated as the number of bat passes per night per species, where a bat pass is defined as a single or several echolocation calls during a five second interval.

Statistical analysis

We performed general linear mixed models (GLMM, R package lme4) using bat activity (number of bat passes of species and genus) and species richness as response variables associated to a negative binomial error distribution (Zuur et al., 2009), except for the *Nyctalus spp.* genus for which a binomial error distribution was used due to excessively low variation in abundance. Note that occurrences were too low for *Plecotus spp.* and *Myotis spp.* (present in less than 10% of the 64 sites) to perform models, but these genera were used in species richness. We tested the type of farming system in models as fixed effects (composed of four factors: OT, CT, CTH and T), and we included scaled landscape covariates (distance to wetlands, forests, hedgerows, roads, boundaries, urban areas) known as good predictors of bat activity for the species studied (Bougehey et al., 2011; Lacoëuilhe et al., 2016).

To avoid over parametrization due to a limited dataset (species, *Nyctalus spp.* genus and richness: n=64; *Pipistrellus spp.* genus including the three *Pipistrellus* species: n=192), we chose to build models including six degrees of freedom (df). We performed a hierarchical partitioning (R package hier.part) to identify the first three covariates (3 df) having the best conjoint contributions, in order to implement them with the farming system variable (3 df) in full models (Table S4.3). According to the sampling design (i.e. simultaneous recordings of bat activity among four farming systems on the same night), we included the date in the models as a random effect with the aim being to check for inter-night variations. For the *Pipistrellus spp.* model, we added a second random effect on the three species composing the genus, in order to take into account activity variations among species. From full models, we checked potential multicollinearity problems using two successive approaches. In a first step we tested differences in covariates between farming systems (Kruskal Wallis tests; Table S4.4), and checked correlations between covariates (Table S4.5). We detected two significant differences between farming systems among the six landscape variables (i.e. the distance to hedgerows and the distance to wetlands; Figs. S2.1 & S4.1), as well as correlations between distances to boundaries and roads and between distances to wetlands and hedgerows (Table S4.5). To take into account these correlated covariates, we did not simultaneously include them in the modelling procedure. In a second step we checked there were no multicollinearity problems performing variance inflation factors (VIF) using the corvif function (R package AED; Zuur et al., 2010) on each full model. All variables showed a VIF value < 2, meaning there was no striking evidence of multicollinearity (Chatterjee and Hadi, 2006). We generated, based on full models (Table S4.3), a set of candidate models containing all possible variable combinations ranked by corrected Akaike Information Criterion (AICc) using the dredge function, but not simultaneously including correlated covariates. For each set of candidate models, we did multi-model inference averaging on a delta AICc < 2 using the

model.avg function to obtain an averaged regression coefficient for each fixed effect (R package MuMIn; Barton, 2015; Table S4.6). We used the allEffects function (R package effects) to get a predicted activity of bat species from the best models in Fig. 2. We did not detect spatial autocorrelation on residuals of each best model using dnearneigh and sp.correlogram functions associated to Moran's I tests (R package spatial; Moran, 1950; Table S4.7), as well as any obvious problem in the overdispersion ratio (0.8 to 1.4; Table 2) on the best models. Relative variance explained by each fixed effect (pseudo R^2) was calculated from generalized linear models, because it is not covered by recent computing methods for GLMMs using a negative binomial distribution. Models were validated by visual examination of residuals plots. All analyses were performed using a significant threshold of 5% in R statistical software v.3.3.1.

Table 2. Description of the dataset for each response variable from the 64 sites, the number of bat passes, occurrences (% of sites for which species were recorded), the best models from the multi-model inference procedure and the response variable distribution selected (NB: negative binomial; θ : overdispersion ratio). Full models are shown in table S4.3.

Response variable	No. of bat passes (mean per night)	Occurrences					Best model	Distribution
		Total	OT	CT	CTH	T		
<i>P. kuhlii</i>	68 (1.0)	36	67	54	33	10	system + dist. to roads + (1 date)	NB ($\theta = 1.2$)
<i>P. nathusii</i>	79 (1.3)	34	67	46	33	10	(1 date)	NB ($\theta = 1.3$)
<i>P. pipistrellus</i>	1125 (17.5)	67	100	92	61	38	system + dist. to roads + (1 date)	NB ($\theta = 1.1$)
<i>Pipistrellus spp.</i>	1272 (6.6)	69	78	64	43	19	system + dist. to roads + (1 date) + (1 species)	NB ($\theta = 1.0$)
<i>Nyctalus spp.</i>	48 (0.8)	11	8	31	0	10	system + (1 date)	Binomial ($\theta = 0.8$)
Richness	-	-	-	-	-	-	system + (1 date)	NB ($\theta = 1.4$)

Results

Bat monitoring

We recorded 1328 bat passes from five species (*P. pipistrellus*, *P. kuhlii*, *P. nathusii*, *Nyctalus noctula* and *Nyctalus leisleri*) and two genera (*Myotis spp.* and *Plecotus spp.*; i.e. an overall species richness of seven) in the 64 study sites, where the most abundant species was *P. pipistrellus* representing 85% of the total activity. The two species groups *Plecotus spp.* and *Myotis spp.* were the least abundant (respectively two and six bat passes), detected in 8% and 3% of sites respectively (Table S4.8). The two species *N. noctula* and *N. leisleri* were grouped for analyses in *Nyctalus spp.*, thanks to their similar ecological niche and their respectively low activity. Only three species and one genus (*Nyctalus spp.*) were therefore present in a sufficient number of sites for analyses (Table 2).

Selected candidate models

The system type variable was selected in all candidate models with a delta AICc < 2 for *P. kuhlii*, *P. pipistrellus*, *Pipistrellus spp.* and richness, only twice for four candidate models for *Nyctalus spp.* and none for *P. nathusii* (Table S4.6). For *P. nathusii*, we retained the system type variable from the best model (i.e. null model) in analyses to obtain estimated parameters and predicted activity for systems.

Effect of farming systems

In comparison to OT, CTH and T systems exhibit a significantly lower activity of *P. kuhlii* (Table 3; Fig. 2A), *P. pipistrellus* (Table 3; Fig. 2B), *Pipistrellus spp.* (Table 3; Fig. 2D) and richness (Table 3). For all species, we did not find activity differences between OT and CT systems (Table 3).

Within conventional systems, CTH and T systems exhibit a significantly lower activity of *P. kuhlii* (Table 3; Fig. 2A) and richness (Table 3) than CT. T systems showed a significantly lower activity of *P. pipistrellus* (Table 3; Fig. 2B) and *Pipistrellus spp.* (Table 3; Fig. 2D)

than CT. Similarly, compared to CTH, only the activity of *Pipistrellus spp.* was lower in T systems (Table 3; Fig. 2D). No differences between farming systems were found for *P. nathusii* and *Nyctalus spp.* (Table 3; Fig. 2C), and only the distance to roads among covariates was significant for *P. pipistrellus* and *Pipistrellus spp.* (Table 3).

Finally, farming systems always explained the most relative part of the variance compared to other covariates of full models (Table S4.9).

Table 3. Estimates and standard errors for farming systems comparisons when OT (A), CT (B) and T (C) are used as the intercept, and distance environmental covariates from the averaging of candidate models having a delta AICc < 2 (*** P < 0.001, ** P < 0.01, * P < 0.05, . P < 0.1).

	<i>P. kuhlii</i>	<i>P. nathusii</i>	<i>P. pipistrellus</i>	<i>Pipistrellus spp.</i>	<i>Nyctalus spp.</i>	Richness
Farming systems						
(A) CT vs. OT	-0.12 (0.67)	-0.27 (0.85)	-0.67 (0.71)	-0.36 (0.46)	1.44 (1.24)	-0.08 (0.27)
(A) CTH vs. OT	-1.68 (0.69) *	-0.36 (0.80)	-1.54 (0.63) *	-1.20 (0.41) **	/	-0.70 (0.28) *
(A) T vs. OT	-1.59 (0.68) *	-1.10 (0.80)	-2.42 (0.64) ***	-2.10 (0.43) ***	0.01 (1.31)	-1.30 (0.33) ***
(B) CTH vs. CT	-1.57 (0.66) *	-0.09 (0.79)	-0.87 (0.65)	-0.84 (0.44) .	/	-0.62 (0.28) *
(B) T vs. CT	-1.48 (0.68) *	-0.78 (0.79)	-1.75 (0.67) **	-1.70 (0.45) ***	-1.44 (0.96)	-1.22 (0.33) ***
(C) CTH vs. T	-0.09 (0.69)	0.69 (0.72)	0.88 (0.58)	0.85 (0.41) *	/	0.60 (0.35) .
Covariates						
Dist. to roads	-0.50 (0.26) .	-0.33 (0.25)	-0.56 (0.23) *	-0.54 (0.15) ***	/	-0.15 (0.11)
Dist. to hedgerows	-0.39 (0.28)	0.17 (0.27)	/	-0.18 (0.21)	/	-0.11 (0.13)
Dist. to boundaries	/	-0.24 (0.24)	/	/	/	/
Dist. to forests	/	/	/	/	-0.53 (0.49)	/
Dist. to wetlands	/	/	/	/	/	-0.10 (0.14)

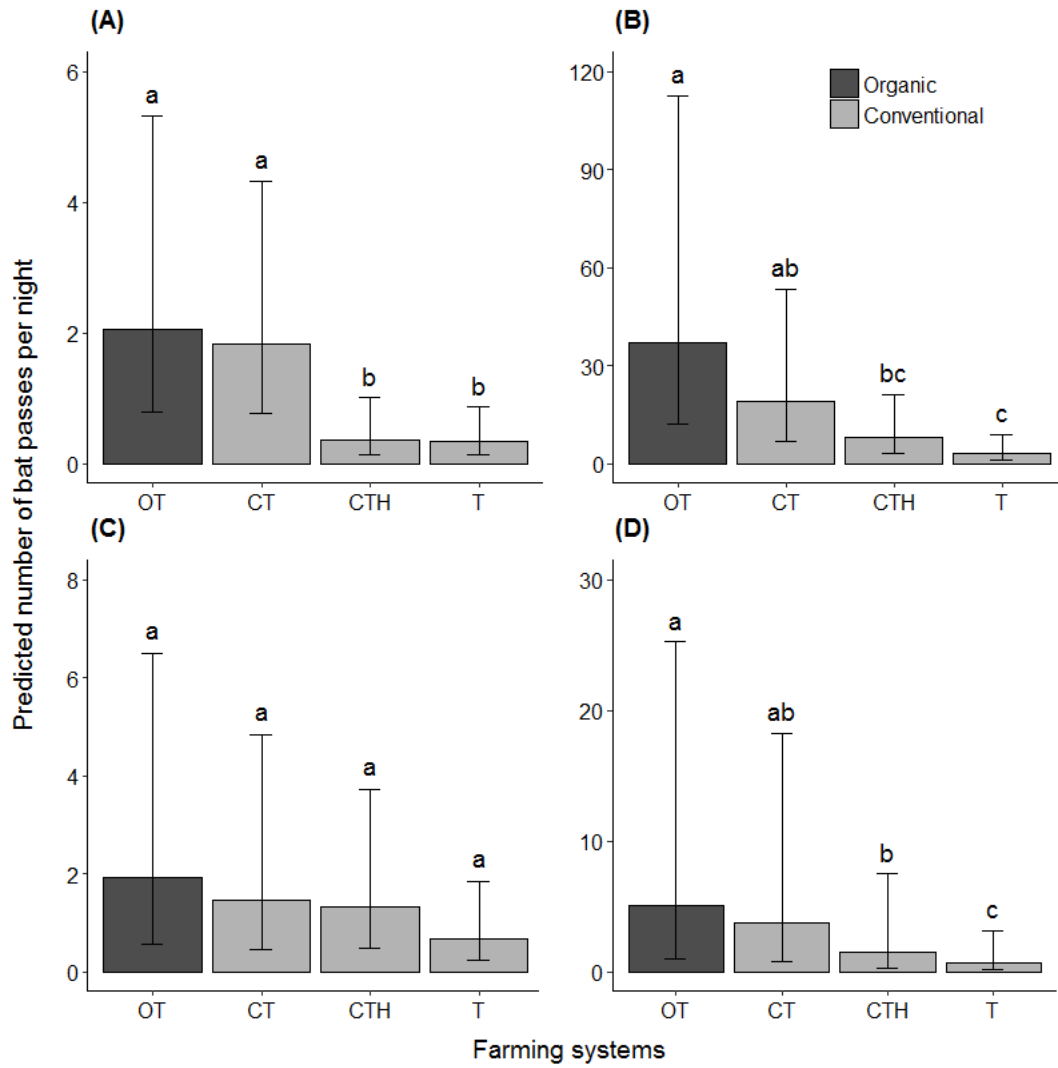


Figure 2. Predicted number of bat passes per night and the associated standard errors under the 4 systems (see Table 1 for description) across organic and conventional farming for (A) *P. kuhlii*, (B) *P. pipistrellus*, (C) *P. nathusii* and (D) *Pipistrellus spp.*, The a, b and c letters shared between two or more systems refer to no significant differences.

Discussion

To our knowledge, this study is the first to assess the effect of accurate farming practices on bats, comparing the effect of organic and a gradient of conventional systems in tillage and herbicide intensity. We tested differences in farming practices the same year, on one crop type and in contiguous fields, in a homogeneous intensive landscape, allowing the study of the basic pathways through which agriculture affects the bat community and thus complementing previous farm-level approaches (Wickramasinghe et al., 2003). Our results highlight that the Organic Tillage system (OT) always had a significantly greater positive effect on bats than the Tillage system (T, conventional farming). The differences i) in the farming practices and ii) in bat activity between these two systems suggested that pesticides in T had an important negative effect on bats. The Conservation Tillage system using more Herbicide (CTH, conventional farming) also had negative effects compared to OT, suggesting that the possible positive effects of conservation tillage present in CTH (compared to T) did not mitigate the negative effects of herbicides. These differences between the organic and the two conventional systems are in accordance with previous results (Fuller et al., 2005; Wickramasinghe et al., 2003), even if the practice features were not explicitly taken into account in these previous studies. However, we did not detect differences between the OT and the Conservation Tillage systems (CT, conventional farming). This major result suggests that it may be possible to approach the positive effects of organic farming in conventional farming thanks to the reduction of herbicides and the use of conservation tillage. In addition, it should be noted that our results indirectly revealed the respective negative effects of tillage and herbicide intensification in the four systems. Indeed, in conventional systems, tillage (i.e. inversion of soil to 30 cm depth, such as in T) appears to be less attractive for bats than conservation tillage (i.e. superficial tillage only such as in CT and CTH). Similarly, a conservation tillage system as well as a tillage system appeared to be less attractive when

more herbicide was applied, such as suggested by the comparison of bat activity OT vs. T and CT vs. CTH.

Mechanism hypotheses, limitations and perspectives

We hypothesised that resource limitation drives the foraging selection of generalist bat species within studied fields and could explain the results depending on the diet, composed of arthropods for European species (Vaughan, 1997). Because the fields are all wheat, other influences such as structural heterogeneity did not seem to be important. For a given farming system, diversity of taxa (Arachnida, Coleoptera and Diptera) are less abundant in tillage than in conservation tillage (Holland and Reynolds, 2003; Rodríguez et al., 2006). In addition, herbicides used in higher quantities negatively and indirectly affect the structure and diversity of the arthropod community through food resource, host plant availability and habitat modifications (Bitzer et al., 2002; Geiger et al., 2010; Taylor et al., 2006; Wardle et al., 1999). Herbicides can also cause negative direct-impacts on Arachnida and Coleoptera behaviour and survival (Evans et al., 2010). According to the differences in diet composition among bat species, aerial hawkers such as *Nyctalus spp* and *Pipistrellus spp* forage proportionally more on flying insects (i.e. moths and Diptera) than gleaner species such as *Myotis spp* and *Plecotus spp*, more often specialized in ground beetle or spiders (Vaughan 1997). Future studies should attempt to simultaneously measure variation among arthropod community availability and bat activity linked to tillage and herbicide intensity.

Our study was conducted on a small scale, both temporally and spatially, requiring further studies in different landscape contexts and other countries. However, these limitations appearing as a weakness also provides serious advantages. First, bat taxa are known for substantial inter-night, seasonal and yearly variations in abundances, thus a sampling design within a short period allows to minimize this temporal source variance. In addition, sampled nights were performed during the lactating period, a season with high energetic constraints.

Secondly, the small spatial scale of this study allowed an avoidance of variance source connected to the landscape. Our sampling design allowed us to study in detail the choice of plots by individuals, thanks to continuity or proximity between plots. Recorded individuals had the ability to choose a plot of a given system rather than another, this demonstrates a plot selection that is not influenced by landscape characteristics, distance to roost or landscape connectivity.

Application perspectives

The diversification of practices in organic systems allows the reduction in the yield gap with conventional farming (Ponisio et al., 2015), and organic farming can become more comparable economically to conventional farming (Crowder and Reganold, 2015). Despite this, the switch of conventional to organic farming is often limited by a lack of knowledge in production methods, unsuitable technical infrastructure and marketing, low buying power and government policies (Reganold et al., 2011). Although organic systems and their more biodiversity-friendly practices are developing, the surface they could cover within a few years may not be sufficient to significantly reduce the erosion of biodiversity in agricultural systems (even if organic systems have increased by 150% over the decade 2004-2014, they only cover 4.9% of total arable crops in Europe; Eurostat, 2015; FiBL, 2014). Despite this, our study demonstrates that conventional systems can still benefit biodiversity, thus it is important to widely implement alternative practices in favour of biodiversity in conventional farming for the 95.1% of remaining arable crops. Among the several possibilities of changes in practice, the characteristics of the studied CT system appear promising to approach the benefits of the organic system for bats. This system is, in addition, equally productive to the other studied systems in conventional farming, between 9 and 11 t/ha in recent years. Indeed, alternative practices in conventional farming such as the reduction of herbicide use is not antagonistic to production (Petit et al., 2015), and may even be reduced by 37% while preserving arable crop

productivity and profitability (Lechenet et al., 2017), which is consistent with the studied CT system using one less herbicide among the three used in CTH systems. Thus, even if organic farming appears as the best method for bat conservation in agricultural systems, it could be a great step in the actual context of the very low level of organic system representation to undertake a transition in conventional farming from intensive to more biodiversity-friendly practices such as shown in this study. These findings have important implications for biodiversity conservation in the agricultural landscape on a larger scale, as studied practice changes were performed on widespread conventional systems.

Acknowledgements

This work was supported by DIM ASTREA grants from Region Ile-de-France. We sincerely thank Agrosolutions for their technical support on farming practices and the University of Paris Sud for funding field study fees. This cooperation with Agrosolutions, which is the agri-environmental expert consulting subsidiary of the InVivo agricultural cooperative group, did not influence sampling design, analyses and conclusions. We also especially thank the farmers who agreed to participate in the study.

References

- Agreste, 2011. Proportion of conservation tillage in arable land. URL <https://stats.agriculture.gouv.fr/disar/faces/report/welcomeReport.jsp> (accessed 8.10.17).
- Agreste, 2010. Utilised Agricultural Land in Ile-de-France region. URL http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf_R1111RA01.pdf (accessed 4.10.16).
- Azam, C., Le Viol, I., Julien, J.F., Bas, Y., Kerbirou, C., 2016. Disentangling the relative effect of light pollution, impervious surfaces and intensive agriculture on bat activity with a national-scale monitoring program. *Landsc. Ecol.* 31, 2471–2483. doi:10.1007/s10980-016-0417-3
- Barton, K., 2015. MuMIn: Multi-Model Inference. URL <http://cran.r-project.org/package=MuMIn>
- Bas, Y., Bas, D., Julien, J., 2017. Tadarida : A Toolbox for Animal Detection on Acoustic Recordings. *J. open Res. Softw.* 5, 1–8. doi:<https://doi.org/10.5334/jors.154>
- Bayat, S., Geiser, F., Kristiansen, P., Wilson, S.C., 2014. Organic contaminants in bats: Trends and new issues. *Environ. Int.* 63, 40–52. doi:10.1016/j.envint.2013.10.009
- Bengtsson, J., Ahnström, J., Weibull, A., 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 2005 42, 261–269. doi:10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x
- Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol. Evol.* 18, 182–188. doi:10.1016/S0169-5347(03)00011-9
- Bitzer, R.J., Buckelew, L.D., Pedigo, L.P., 2002. Effects of Transgenic Herbicide-Resistant Soybean Varieties and Systems on Surface-Active Springtails (Entognatha: Collembola). *Environ. Entomol.* 31, 449–461. doi:10.1603/0046-225X-31.3.449
- Boughey, K.L., Lake, I.R., Haysom, K. a., Dolman, P.M., 2011. Effects of landscape-scale broadleaved woodland configuration and extent on roost location for six bat species across the UK. *Biol. Conserv.* 144, 2300–2310. doi:10.1016/j.biocon.2011.06.008
- Boyles, J.G., Cryan, P.M., McCracken, G.F., Kunz, T.K., 2011. Economic importance of bats in agriculture. *Science* (80-.). 332, 41–42. doi:10.1126/science.1201366
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., A.Wardle, D., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S., Naeem, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 489, 326–326. doi:10.1038/nature11373

Charbonnier, Y., Barbaro, L., Theillout, A., Jactel, H., 2014. Numerical and functional responses of forest bats to a major insect pest in pine plantations. *PLoS One* 9, 1–8. doi:10.1371/journal.pone.0109488

Chatterjee, S., Hadi, A.S., 2006. Regression analysis by example, 5th ed. John Wiley & Sons, Inc. doi:10.1002/0470055464

Crowder, D.W., Reganold, J.P., 2015. Financial competitiveness of organic agriculture on a global scale. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 112, 7611–7616. doi:10.1073/pnas.1423674112

Dick, R.P., 1992. A review: long-term effects of agricultural systems on soil biochemical and microbial parameters. *Agric. Ecosyst. Environ.* 40, 25–36. doi:10.1016/0167-8809(92)90081-L

Ecophyto, 2015. Trend of pesticides use. URL http://agriculture.gouv.fr/sites/minagri/files/20160301_notesuivi_ecophyto2.pdf (accessed 5.11.17).

Eurostat, 2015. Organic farming statistics. URL http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Organic_farming_statistics (accessed 5.11.17).

Eurostat, 2009. Agri-environmental indicator. URL http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Agri-environmental_indicator_-_commitments (accessed 5.11.17).

Evans, S.C., Shaw, E.M., Rypstra, A.L., 2010. Exposure to a glyphosate-based herbicide affects agrobiont predatory arthropod behaviour and long-term survival. *Ecotoxicology* 19, 1249–1257. doi:10.1007/s10646-010-0509-9

FAO, 2011. Agricultural area. URL <http://www.fao.org/faostat/en/#data/EL> (accessed 5.11.17).

FiBL, 2014. Organic farming statistics. URL <http://www.fibl.org/en/themes/organic-farming-statistics.html> (accessed 5.11.17).

Filippi-Codaccioni, O., Clobert, J., Julliard, R., 2009. Effects of organic and soil conservation management on specialist bird species. *Agric. Ecosyst. Environ.* 129, 140–143. doi:10.1016/j.agee.2008.08.004

Fischer, J., Brosi, B., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., Goldman, R., Goldstein, J., Lindenmayer, D.B., Manning, A.D., Mooney, H.A., Pejchar, L., Ranganathan, J., Tallis, H., 2008. Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? *Front. Ecol. Environ.* 6, 380–385. doi:10.1890/070019

Flickinger, E.L., Pendleton, G.W., 1994. Bird Use of Agricultural Fields under Reduced and Conventional Tillage in the Texas Panhandle. *Wildl. Soc. Bull.* 22, 34–42.

Fuentes-Montemayor, E., Goulson, D., Park, K.J., 2011. Pipistrelle bats and their prey do not benefit from four widely applied agri-environment management prescriptions. *Biol. Conserv.* 144, 2233–2246. doi:10.1016/j.biocon.2011.05.015

Fuller, R.J., Norton, L.R., Feber, R.E., Johnson, P.J., Chamberlain, D.E., Joys, A.C., Mathews, F., Stuart, R.C., Townsend, M.C., Manley, W.J., Wolfe, M.S., Macdonald, D.W., Firbank, L.G., 2005. Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. *Biol. Lett.* 1, 431–434. doi:10.1098/rsbl.2005.0357

Gamero, A., Brotons, L., Brunner, A., Foppen, R., Fornasari, L., Gregory, R.D., Herrando, S., Hořák, D., Jiguet, F., Kmecl, P., Lehtikoinen, A., Lindström, Å., Paquet, J.-Y., Reif, J., Sirkkiä, P.M., Škorpilová, J., van Strien, A., Szép, T., Telenský, T., Teufelbauer, N., Trautmann, S., van Turnhout, C.A.M., Vermouzek, Z., Vikstrøm, T., Voříšek, P., 2016. Tracking progress towards EU biodiversity strategy targets: EU policy effects in preserving its common farmland birds. *Conserv. Lett.* 1–22. doi:10.1111/conl.12292

Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W.W., Emmerson, M., Morales, M.B., Ceryngier, P., Liira, J., Tschamntke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L.W., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J.J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hänke, S., Fischer, C., Goedhart, P.W., Inchausti, P., 2010. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic Appl. Ecol.* 11, 97–105. doi:10.1016/j.baee.2009.12.001

Gurr, G.M., Lu, Z., Zheng, X., Xu, H., Zhu, P., Chen, G., Yao, X., Cheng, J., Zhu, Z., Catindig, J.L., Villareal, S., Van Chien, H., Cuong, L.Q., Channoo, C., Chengwattana, N., Lan, L.P., Hai, L.H., Chaiwong, J., Nicol, H.I., Perovic, D.J., Wratten, S.D., Heong, K.L., 2016. Multi-country evidence that crop diversification promotes ecological intensification of agriculture. *Nat. Plants* 2, 16014. doi:10.1038/nplants.2016.14

Hayes, J.P., 1997. Temporal Variation in Activity of Bats and the Design of Echolocation-Monitoring Studies. *J. Mammal.* 78, 514–524. doi:https://doi.org/10.2307/1382902

Hoisington, D., Khairallah, M., Reeves, T., Ribaut, J.M., Skovmand, B., Taba, S., Warburton, M., 1999. Plant genetic resources: what can they contribute toward increased crop productivity? *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 96, 5937–5943. doi:10.1073/pnas.96.11.5937

Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P. V., Evans, A.D., 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biol. Conserv.* 122, 113–130. doi:10.1016/j.biocon.2004.07.018

Holland, J.M., 2004. The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: Reviewing the evidence. *Agric. Ecosyst. Environ.* 103, 1–25. doi:10.1016/j.agee.2003.12.018

- Holland, J.M., Reynolds, C.J.M., 2003. The impact of soil cultivation on arthropod (Coleoptera and Araneae) emergence on arable land. *Pedobiologia (Jena)*. 47, 181–191. doi:10.1078/0031-4056-00181
- Hossard, L., Guichard, L., Pelosi, C., Makowski, D., 2017. Lack of evidence for a decrease in synthetic pesticide use on the main arable crops in France. *Sci. Total Environ.* 575, 152–161. doi:10.1016/j.scitotenv.2016.10.008
- Kleijn, D., Baquero, R.A., Clough, Y., Díaz, M., De Esteban, J., Fernández, F., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Jöhl, R., Knop, E., Kruess, A., Marshall, E.J.P., Steffan-Dewenter, I., Tscharntke, T., Verhulst, J., West, T.M., Yela, J.L., 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecol. Lett.* 9, 243–254. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00869.x
- Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H.G., Tscharntke, T., 2011. Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends Ecol. Evol.* 26, 474–481. doi:10.1016/j.tree.2011.05.009
- Kleijn, D., Sutherland, W.J., 2003. How effective are European schemes in and promoting conserving biodiversity? *J. Appl. Ecol.* 40, 947–969. doi:10.1111/j.1365-2664.2003.00868.x
- Kunz, T.H., de Torre, E.B., Bauer, D., Lobo, T., Fleming, T.H., 2011. Ecosystem services provided by bats. *Ann. N. Y. Acad. Sci.* 1223, 1–38. doi:10.1111/j.1749-6632.2011.06004.x
- Lacoeuilhe, A., Machon, N., Julien, J.F., Kerbiriou, C., 2016. Effects of hedgerows on bats and bush crickets at different spatial scales. *Acta Oecologica* 71, 61–72. doi:10.1016/j.actao.2016.01.009
- Lechenet, M., Dessaint, F., Py, G., Makowski, D., Munier-jolain, N., 2017. Reducing pesticide use while preserving crop productivity and profitability on arable farms. *Nat. Plants* 3. doi:10.1038/nplants.2017.8
- Lokemoen, J.T., Beiser, J.A., 1997. Bird Use and Nesting in Conventional , Minimum-Tillage and Organic Cropland. *J. Wildl. Manage.* 61, 644–655. doi:10.2307/3802172
- MacDonald, M.A., Cobbold, G., Mathews, F., Denny, M.J.H., Walker, L.K., Grice, P. V., Anderson, G.Q.A., 2012. Effects of agri-environment management for corn buntings on other biodiversity. *Biodivers. Conserv.* 21, 1477–1492. doi:10.1007/s10531-012-0258-6
- Maxwell, S.L., Fuller, R.A., Brooks, T.M., Watson, J.E.M., 2016. The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature* 536, 146–145. doi:10.1038/536143a
- Moran, P.A.P., 1950. Notes on Continuous Stochastic Phenomena. *Biometrika* 37, 17–23. doi:10.1093/biomet/37.1-2.17
- Obrist, M.K., Boesch, R., Flückiger, P.F., 2004. Variability in echolocation call design of 26 Swiss bat species: consequences, limits and options for automated field identification with a

synergetic pattern recognition approach. *Mammalia* 68, 307–322. doi:10.1515/mamm.2004.030

Park, K.J., 2015. Mitigating the impacts of agriculture on biodiversity: Bats and their potential role as bioindicators. *Mamm. Biol.* 80, 191–204. doi:10.1016/j.mambio.2014.10.004

Pe'er, G., Dicks, L. V., Visconti, P., Arlettaz, R., Báldi, A., Benton, T.G., Collins, S., Dieterich, M., Gregory, R.D., Hartig, F., Henle, K., Hobson, P.R., Kleijn, D., Neumann, R.K., Robijns, T., Schmidt, J., Schwartz, A., Sutherland, W.J., Turbé, A., Wulf, F., Scott, A. V., 2014. EU agricultural reform fails on biodiversity. *Science* (80-.). 344, 1090–1092. doi:10.1126/science.1253425

Pereira, J.L., Picanço, M.C., Silva, A.A., Barros, E.C., Xavier, V.M., Gontijo, P.C., 2007. Effect of herbicides on soil arthropod community of bean cultivated under no-tillage and conventional systems. *Planta Daninha* 25, 61–69. doi:http://dx.doi.org/10.1590/S0100-83582007000100007

Petit, S., Munier-Jolain, N., Bretagnolle, V., Bockstaller, C., Gaba, S., Cordeau, S., Lechenet, M., Mézière, D., Colbach, N., 2015. Ecological Intensification Through Pesticide Reduction: Weed Control, Weed Biodiversity and Sustainability in Arable Farming. *Environ. Manage.* 56, 1078–1090. doi:10.1007/s00267-015-0554-5

Pocock, M.J.O., Jennings, N., 2008. Testing biotic indicator taxa: The sensitivity of insectivorous mammals and their prey to the intensification of lowland agriculture. *J. Appl. Ecol.* 45, 151–160. doi:10.1111/j.1365-2664.2007.01361.x

Ponisio, L.C., M'gonigle, L.K., Mace, K.C., Palomino, J., De Valpine, P., Kremen, C., 2015. Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. *Proc. R. Soc. B* 282, 20141396. doi:http://dx.doi.org/10.1098/rspb.2014.1396

Power, A.G., 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Phil. Trans. R. Soc. B* 365, 2959–2971. doi:10.1098/rstb.2010.0143

Reganold, J.P., Batie, S.S., Harwood, R.R., Kornegay, J.L., Bucks, D., Flora, C.B., Hanson, J.C., Jury, W.A., Meyer, D., Jr, A.S., Sehmsdorf, H., 2011. Transforming U . S . Agriculture. *Science* (80-.). 332, 9–10. doi:10.1126/science.1202462

Rodríguez, E., Fernández-Anero, F.J., Ruiz, P., Campos, M., 2006. Soil arthropod abundance under conventional and no tillage in a Mediterranean climate. *Soil Tillage Res.* 85, 229–233. doi:10.1016/j.still.2004.12.010

Russo, D., Jones, G., 2015. Bats as bioindicators: An introduction. *Mamm. Biol.* 80, 157–158. doi:10.1016/j.mambio.2015.03.005

- Shutler, D., Mullie, A., Clark, R.G., 2000. Bird Communities of Prairie upland and wetlands in relation to farming practices in Saskatchewan. *Conserv. Biol.* 14, 1441–1451. doi:10.1046/j.1523-1739.2000.98246.x
- Skalak, S.L., Sherwin, R.E., Brigham, R.M., 2012. Sampling period, size and duration influence measures of bat species richness from acoustic surveys. *Methods Ecol. Evol.* 3, 490–502. doi:10.1111/j.2041-210X.2011.00177.x
- Stechert, C., Kolb, M., Bahadir, M., Djossa, B.A., Fahr, J., 2014. Insecticide residues in bats along a land use-gradient dominated by cotton cultivation in northern Benin, West Africa. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 21, 8812–8821. doi:10.1007/s11356-014-2817-8
- Taylor, R.L., Maxwell, B.D., Boik, R.J., 2006. Indirect effects of herbicides on bird food resources and beneficial arthropods. *Agric. Ecosyst. Environ.* 116, 157–164. doi:10.1016/j.agee.2006.01.012
- Teillard, F., Doyen, L., Dross, C., Jiguet, F., Tichit, M., 2016. Optimal allocations of agricultural intensity reveal win-no loss solutions for food production and biodiversity. *Reg. Environ. Chang.* doi:10.1007/s10113-016-0947-x
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - Ecosystem service management. *Ecol. Lett.* 8, 857–874. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x
- Vaughan, N., 1997. The diets of British bats (Chiroptera). *Mamm. Rev.* 27, 77–94. doi:10.1111/j.1365-2907.1997.tb00373.x
- Wardle, D.A., Nicholson, K.S., Bonner, K.I., Yeates, G.W., 1999. Effects of agricultural intensification on soil-associated arthropod population dynamics, community structure, diversity and temporal variability over a seven-year period. *Soil Biol. Biochem.* 31, 1691–1706. doi:10.1016/S0038-0717(99)00089-9
- Wickramasinghe, L.P., Harris, S., Jones, G., Jennings, N.V., 2004. Abundance and species richness of nocturnal insects on organic and conventional farms: Effects of agricultural intensification on bat foraging. *Conserv. Biol.* 18, 1283–1292. doi:10.1111/j.1523-1739.2004.00152.x
- Wickramasinghe, Harris, Jones, Vaughan, 2003. Bat activity and species richness on organic and conventional farms: impact of agricultural intensification. *J. Appl. Ecol.* 40, 984–993. doi:DOI 10.1111/j.1365-2664.2003.00856.x
- Zimmermann, A., Britz, W., 2016. European farms' participation in agri-environmental measures. *Land use policy* 50, 214–228. doi:10.1016/j.landusepol.2015.09.019
- Zuur, A., Ieno, E., Elphick, C., 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods Ecol. Evol.* 1, 3–14. doi:10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x

Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N., Saveliev, A.A., Smith, G.M., 2009. Mixed effects models and extensions in ecology with R, Springer Science & Business Media, Statistics for Biology and Health. doi:10.1007/978-0-387-87458-6

Annexes

Appendix S1. Agricultural context of study

Table S1.1. Mean agricultural yields in 2015 of the main crops in France and Ile-de-France region compared to European Union.

Crop types	Agricultural yield (100 kg/ha)		
	Europe	France	Ile-de-France region
barley	61.97	63.30	67.05
corn	72.23	90.5	100.21
pea	28.26	45.12	45.27
rape	29.81	29.30	29.49
sugar beet	679.45	826.89	809.28
wheat	54.75	72.64	81.33

References

Eurostat, 2015. European statistics explained. Available at: <http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/submitViewTableAction.do>

Agreste, 2015. Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche, de la Ruralité, et de l'Aménagement du Territoire. Available at: <https://stats.agriculture.gouv.fr/disar/faces/report/welcomeReport.jsp>

Table S1.2. Proportion of the main land cover in Ile-de-France region and study site compared to France.

Land use	France	Ile-de-France region	Study site
agricultural areas (mainly, arable land)	53%	59%	57%
forest and semi natural areas	35%	22%	16%
artificial surfaces	9%	18%	25%
wetlands and water bodies	3%	1%	2%

Table S1.3. Proportion of the Utilized Agricultural Land (UAL) and trends in organic farming in France and Ile-de-France region compared to Europe.

Organic farming type	Europe		France		Ile-de-France region		Study site
	% UAL	2011-2015 trend (%)	% UAL	2011-2015 trend (%)	% UAL	2011-2015 trend (%)	% UAL
Arable crops	4.9	/	2.5	+ 52.7	1.4	/	4.1
Total	2.4	+ 21.1	4.9	+ 58.6	2.0	+ 46.5	4.1

References

Agence Bio, 2016. Agence Française pour le Développement et la Promotion de l'Agriculture Biologique. Available at:

http://www.agencebio.org/sites/default/files/upload/documents/4_Chiffres/BrochureCC/CC2016_TERRITOIRES.pdf

Agence Bio, 2015. Agence Française pour le Développement et la Promotion de l'Agriculture Biologique. Available at:

http://www.agencebio.org/sites/default/files/upload/documents/4_Chiffres/BrochureCC/Regions/CC_fiche_IDF.pdf

FiBL-IFOAM, 2014. Organic Farming Statistics. Research Institute of Organic Agriculture FiBL, Available at: <https://shop.fibl.org/fileadmin/documents/shop/1698-organic-world-2016.pdf>

Eurostat, 2013. European statistics explained. Available at: [http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/File:Utilised agricultural area, by land use, 2010 \(1 000 hectares\) AgriPB13.png](http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/File:Utilised_agricultural_area_by_land_use_2010_(1_000_hectares)_AgriPB13.png)

Eurostat, 2015. European statistics explained. Available at: [http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Organic farming statistics](http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Organic_farming_statistics)

Table S1.4. Proportion of the three types of soil management in arable and wheat crops for France, Ile-de-France and study site.

Type of soil management	France		Ile-de-France region		Study site	
	Arable land	Wheat	Arable land	Wheat	Arable land	Wheat
Tillage	70.1	56.0	78.6	/	85.7	/
Conservation tillage	28.4	39.6	21.4	/	14.3	/
Direct-seeding	1.4	/	/	/	0	0

Data is missing in Agreste (2011) dataset for France and Ile-de-France region and not available for the study site as although types of soil management were known on all fields of the study area, crop rotations were not.

Tillage is a classic ploughing method (inversion of soil to a depth of a minimum of 30 cm), conservation tillage is a no-ploughing method comprising of a superficial tillage without destructuring the soil (often harrowing and smoothing), and direct-seeding is a complete no-tillage method (whether deep or superficial).

Reference

Agreste, 2011. Ministère de l'Agriculture, de l'Alimentation, de la Pêche, de la Ruralité, et de l'Aménagement du Territoire. Available at: <https://stats.agriculture.gouv.fr/disar/faces/report/welcomeReport.jsp>

Appendix S2. Landscape composition around recording sites

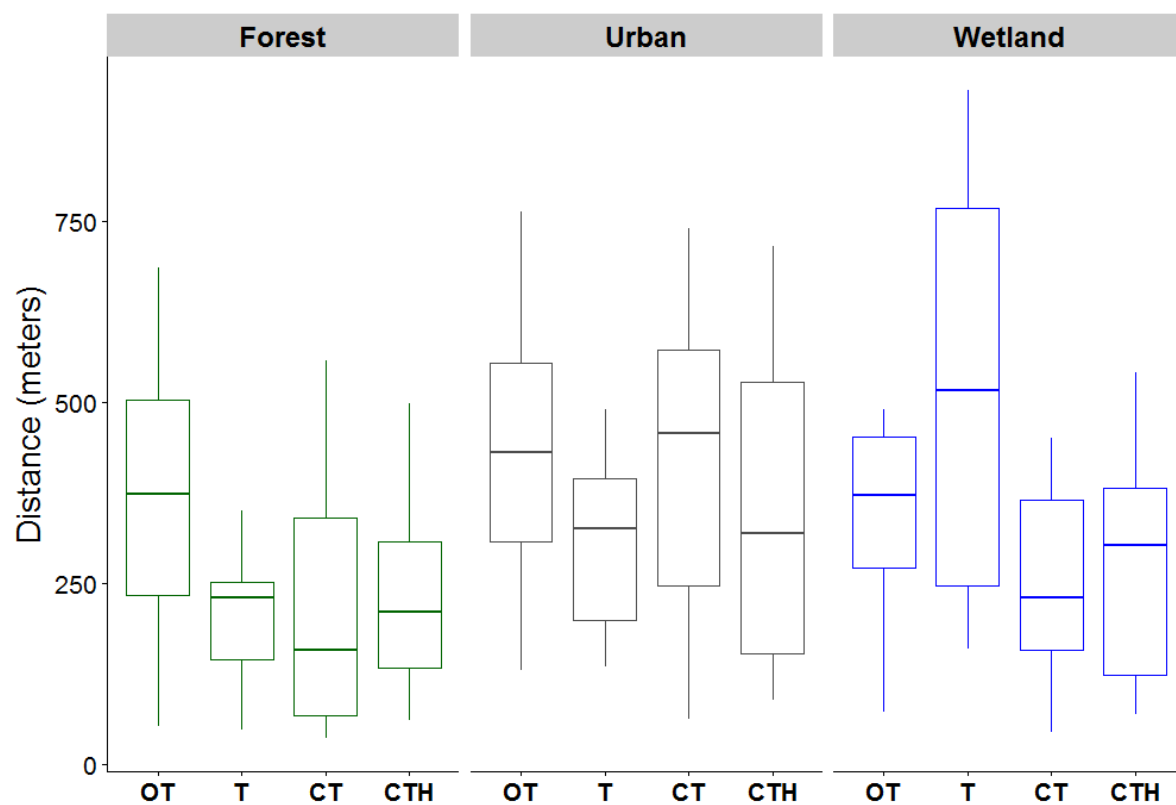


Fig. S2.1. Distance of sampling sites according to the farming system (OT: organic tillage; CT: conservation tillage fields; CTH: conservation tillage fields using more herbicide; T: tillage) to the nearest landscape elements (Forest, Urban and Wetland).

Appendix S3. Characteristics of farming systems

Table S3.1. Quantities of active substances of herbicides used in three conventional systems according to month of application. Note that for a given system and month, all herbicides are used in combination (e.g. Toiseau + Spow in September for CTH system).

Month of application	Trade names	Active substances	Quantity (L/Ha)		
			CT	CTH	T
<i>September</i>					
	Toiseau	Diflufenicanil	/	0.3	/
	Fosburi	Diflufenicanil + Flufenacet	/	/	/
	Aubaine	Isoxaben + Chlorotoluron	/	/	/
	Defi	Metsulfuron-methyl	/	/	/
	Spow	Prosulfocarb	/	2.0	/
<i>October</i>					
	Toiseau	Diflufenicanil	/	/	/
	Fosburi	Diflufenicanil + Flufenacet	/	/	0.4
	Aubaine	Isoxaben + Chlorotoluron	1.5	1.5	1.5
	Defi	Metsulfuron-methyl	2.5	2.5	2.5
	Spow	Prosulfocarb	/	/	/
<i>March</i>					
	Toiseau	Diflufenicanil	/	/	/
	Fosburi	Diflufenicanil + Flufenacet	0.4	0.4	0.4
	Aubaine	Isoxaben + Chlorotoluron	/	/	/
	Defi	Metsulfuron-methyl	2.5	2.5	2.5
	Spow	Prosulfocarb	/	/	/

Molecular formula

Chlorotoluron: $C_{10}H_{13}ClN_2O$; Diflufenicanil: $C_{19}H_{11}F_5N_2O_2$; Flufenacet: $C_{14}H_{13}F_4N_3O_2S$; Isoxaben: $C_{18}H_{24}N_2O_4$; Metsulfuron-methyl: $C_{14}H_{15}N_5O_6S$; Prosulfocarb: $C_{14}H_{21}NOS$

Aubaine will be prohibited from 2018.

Table S3.2. Quantities of active substances of fungicides used in three conventional systems according to month of application. Note that for a given month, fungicide was used alone or in combination (i.e. Sunorg pro + Prochloraz + Fongil; Librax + Cinch pro + Tazer; Piano; Xtra + Cherokee; Librax + Comet; Prosaro).

Month application	of	Trade names	Active substances	Quantity (L/Ha)		
				CT	CTH	T
<i>April</i>						
		Fongil	Chlorothalonil	0.5	/	0.5
		Cherokee	Chlorothalonil + Cyproconazole + Propiconazole	1.0	1.0	1.0
		Xtra	Cyproconazol + Azoxystrobin	0.3	0.3	0.3
		Sunorg pro	Metconazole	0.5	/	0.5
		Prochloraz	Prochloraz	0.5	/	0.5
<i>May</i>						
		Tazer	Azoxystrobin	0.2	/	0.2
		Cinch pro	Metconazole	0.2	/	0.2
		Librax	Metconazole + Fluxapyroxad	1.0	1.0	1.0
		Comet	Pyraclostrobin	0.3	0.3	0.3
<i>June</i>						
		Piano	Prothioconazole + Tebuconazole	0.4	/	0.4
		Prosaro	Prothioconazole + Tebuconazole	0.7	0.7	0.7

Molecular formula

Azoxystrobin: $C_{22}H_{17}N_3O_5$; Chlorothalonil: $C_8Cl_4N_2$; Cyproconazol: $C_{15}H_{18}ClN_3O$; Fluxapyroxad: $C_{18}H_{12}F_5N_3O$; Metconazole: $C_{17}H_{22}ClN_3O$; Prochloraz: $C_{15}H_{16}Cl_3N_3O_2$; Propiconazole: $C_{15}H_{17}Cl_2N_3O_2$; Prothioconazole: $C_{14}H_{15}Cl_2N_3OS$; Pyraclostrobin: $C_{19}H_{18}ClN_3O_4$; Tebuconazole: $C_{16}H_{22}ClN_3O$

Table S3.3. Previous crop of wheat fields studied, number of fields and number of sampling sites (in parentheses) according to farming systems (OT: organic tillage fields; CT: conservation tillage fields; CTH: conservation tillage fields using more herbicide; T: tillage fields). In all systems wheat crops are implemented every two years followed by field bean or lucerne in OT system; maize, field bean, barley or rape for CT system; field bean or rape for CTH system; maize, field bean or barley for T system. However, the lucerne in OT system is implemented every three years. Organic fields are established for more than ten years, conventional and conservation tillage is performed on different fields each year according to the last crop and weather conditions in August to October. The last crops were field bean and lucerne for OT system, field bean and rape for CT system, rape and field bean for CTH system, maize and field bean for T system.

Farming systems	Last crops of wheat fields in farming systems				
	Field bean	Rape	Barley	Maize	Lucerne
OT	x				x
<i>no. of fields (sites)</i>	1 (8)				1 (4)
CT	x	x	x		
<i>no. of fields (sites)</i>	3 (8)	2 (5)			
CTH	x	x			
<i>no. of fields (sites)</i>	1 (1)	4 (17)			
T	x		x	x	
<i>no. of fields (sites)</i>	2 (4)			5 (17)	

Appendix S4. Additional results concerning bat monitoring, acoustic data validation and statistical analyses

Table S4.1. Number of sampled sites per night between 16 June and 23 June 2016 (OT: organic tillage fields; CT: conservation tillage fields; CTH: conservation tillage fields using more herbicide; T: tillage fields).

Farming systems	Number of sampled sites/night								Total
	06/16	06/17	06/18	06/19	06/20	06/21	06/22	06/23	
OT	3	2	2	2	1	1	1	0	12
CT	2	2	2	2	2	1	1	1	13
CTH	3	1	4	2	3	2	2	1	18
T	1	2	3	4	3	2	2	4	21
Total	9	7	11	10	9	6	6	6	64

Table S4.2. Summary of species assigned to bat passes in TADARIDA software among error probability, and final no. of bat passes used in models resulting from manual validations.

TADARIDA results			Manual validations			Real no. of bat passes	
Species	Probability classes	No.bat passes	checked %	% of errors	correction		
<i>Eptesicus serotinus</i>	0.5 - 0.6	1	100	100	Nyclei (1)	0	
	0.6 - 0.7	7	100	100	Nyclei (7)	0	0
	0.7 - 0.8	6	100	100	Nyclei (6)	0	
<i>Hypsugo savii</i>	0.6 - 0.7	1	100	100	Pipkuh (1)	0	0
<i>Myotis capaccinii</i>	0.2 - 0.3	1	100	100	Plecsp (1)	0	0
<i>Myotis daubentonii</i>	0.5 - 0.6	3	100	-	Myosp (3)	0	
	0.6 - 0.7	1	100	-	Myosp (1)	0	0
<i>Myotis nattereri</i>	0.6 - 0.7	1	100	-	Myosp (1)	0	
	0.9 - 1	1	100	-	Myosp (1)	0	0
<i>Myotis spp</i>	0.5 - 0.6	-	-	-	-	3	
	0.6 - 0.7	-	-	-	-	2	6
	0.9 - 1	-	-	-	-	1	
<i>Nyctalus leisleri</i>	0.5 - 0.6	-	-	-	-	1	
	0.6 - 0.7	-	-	-	-	7	16
	0.7 - 0.8	2	100	0	-	8	
<i>Nyctalus noctula</i>	0.5 - 0.6	7	100	0	-	7	
	0.6 - 0.7	5	100	0	-	5	
	0.7 - 0.8	17	100	0	-	17	32
	0.8 - 0.9	3	100	0	-	3	
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	0.2 - 0.3	1	100	0	-	1	
	0.3 - 0.4	-	-	-	-	1	
	0.5 - 0.6	13	100	0	-	17	68
	0.6 - 0.7	30	100	0	-	39	
	0.7 - 0.8	5	100	0	-	10	
<i>Pipistrellus nathusii</i>	0.3 - 0.4	1	100	100	Pipkuh (1)	0	
	0.4 - 0.5	1	100	0	-	1	
	0.5 - 0.6	17	100	47.1	Pippip (4); Pipkuh (4)	9	79
	0.6 - 0.7	44	100	54.5	Pippip (13); Pipkuh (5)	20	
	0.7 - 0.8	57	100	33.3	Pippip (14); Pipkuh (8)	38	
	0.8 - 0.9	11	100	0	-	11	
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	0.3 - 0.4	2	100	0	-	2	
	0.4 - 0.5	3	100	0	-	3	
	0.5 - 0.6	62	20	0	-	66	
	0.6 - 0.7	178	20	0	-	192	1125
	0.7 - 0.8	260	20	0	-	273	
	0.8 - 0.9	411	20	0	-	411	
	0.9 - 1	178	20	0	-	178	
<i>Plecotus austriacus</i>	0.6 - 0.7	1	100	-	Plecsp (1)	0	0
<i>Plecotus spp</i>	0.2 - 0.3	-	-	-	-	1	
	0.6 - 0.7	-	-	-	-	1	2

(Nyclei: *Nyctalus leisleri*; Pipkuh: *Pipistrellus kuhlii*; Pippip: *Pipistrellus pipistrellus*; Plecsp: *Plecotus spp*; Myosp: *Myotis spp*)

Using BatSound© software version 4.03, we checked by screening all calls of species assigned in TADARIDA software, except for *Pipistrellus pipistrellus* where all calls between 0 to 0.4 confidence indices and randomly 20% of each other 0.1 indices classes were checked. When nothing is written in “manual validations” and “TADARIDA results”, bat passes come from errors in other species (i.e. *Nyctalus leisleri* and *Pipistrellus kuhlii*) or impossibility of determination at species level (i.e. *Myotis spp* and *Plecotus spp*).

Table S4.3. Full composition of each species, genera and richness models. In bold are indicate correlated variables which were not included together during the multi-model inference using the dredge function in R.

Dependant variables	Full models
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	system + hedgerows + roads + wetlands + (1 date)
<i>Pipistrellus nathusii</i>	system + boundaries + roads + hedgerows + (1 date)
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	system + roads + boundaries + wetlands + (1 date)
<i>Pipistrellus spp.</i>	system + wetlands + roads + hedgerows + (1 date) + (1 species)
<i>Nyctalus spp.</i>	system + wetlands + forests + hedgerows + (1 date)
Richness	system + wetlands + roads + hedgerows + (1 date)

Table S4.4. Results of Kruskal-Wallis tests between land-use and farming system variables. Note that significant relations in bold did not cause problems in VIF analysis performed (< 2 for each covariable) of full models.

Kruskal-Wallis test		
	ks	p-value
Distance to roads	1.754	0.625
Distance to boundaries	1.722	0.632
Distance to hedgerows	10.050	0.018
Distance to wetlands	14.287	0.003
Distance to forests	6.454	0.091
Distance to urban areas	4.983	0.173

Table S4.5. Correlation coefficients of covariables included in the analysis.

	Wetlands	Hedgerows	Urban areas	Boundaries	Roads
Forests	0.001	0.014	0.319	-0.126	-0.184
Wetlands		0.763	0.208	0.122	0.104
Hedgerows			0.133	0.095	0.114
Urban areas				0.304	0.287
Boundaries					0.945

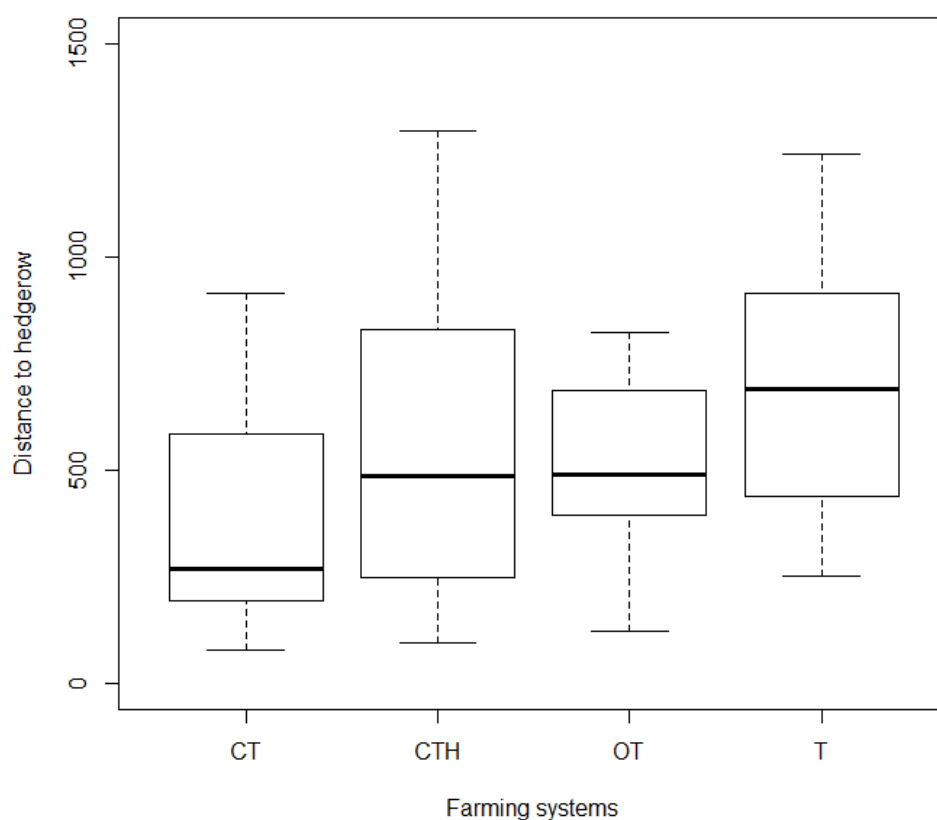


Fig. S4.1. Distance of sampling sites to hedgerows according to the farming system (OT: organic tillage; CT: conservation tillage fields; CTH: conservation tillage fields using more herbicide; T: tillage).

Table S4.6: results of multi-model inference ranked by delta AICc < 2, for which correlated covariables (distance to hedgerows/wetlands and distance to roads/boundaries) were not included simultaneously.

Model number	Intercept	System	Forest	Boundaries	Hedgerow	Wetland	Road	DF	AICc	delta AICc	weight
<i>Nyctalus spp.</i>											
2	-2.40	+						5	47.20	0.00	0.25
1	-2.10							2	48.40	1.21	0.14
4	-2.16	+	-0.49					6	48.50	1.29	0.13
3	-2.22		-0.59					3	49.00	1.85	0.10
<i>Pipistrellus kuhlii</i>											
6	0.71	+					-0.51	7	171.30	0.00	0.29
8	0.69	+			-0.37		-0.47	8	172.20	0.87	0.19
4	0.54	+			-0.43			7	173.10	1.77	0.12
2	0.56	+						6	173.10	1.79	0.12
<i>Pipistrellus nathusii</i>											
1	0.22							3	184.60	0.00	0.28
9	0.17						-0.33	4	185.30	0.69	0.20
3	0.19			-0.24				4	185.90	1.36	0.14
5	0.21				0.17			4	186.50	1.89	0.11
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>											
6	3.59	+					-0.57	7	445.60	0.00	0.54
<i>Pipistrellus spp.</i>											
6	1.62	+					-0.55	8	785.20	0.00	0.55
8	1.64	+			-0.18		-0.52	9	786.70	1.47	0.26
Richness											
2	0.98	+						6	211.60	0.00	0.34
6	1.00	+					-0.15	7	212.30	0.70	0.24
4	0.96	+			-0.11			7	213.30	1.73	0.14
10	0.96	+				-0.10		7	213.60	1.99	0.13

Table S4.7. Results of checking for potential spatial autocorrelation, using Moran's I tests on residuals of best models.

Species	Summary of Moran I's tests on residuals			
	Observed index	Expected index	Standard deviation	p-value
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	0.005	-0.016	0.025	0.410
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	0.006	-0.016	0.024	0.370
<i>Pipistrellus nathusii</i>	-7.534E-05	-0.016	0.024	0.512
<i>Nyctalus spp.</i>	-0.030	-0.016	0.024	0.549
Species richness	-9.524E-04	-0.016	0.025	0.545

Table S4.8. Number of bat passes, proportion (species bat passes/total bat passes) and occurrence (% of sites where species were recorded) of species and genera from acoustic validation results. In bold are indicate species and genera which were included in statistical analyses, others contributed to the construction of the richness dependant variable.

Species	No. of bat passes	Proportion (%)	Occurrence (%)
<i>Myotis spp.</i>	6	0.45	7.81
<i>Nyctalus leisleri</i>	16	1.20	6.25
<i>Nyctalus noctula</i>	32	2.41	7.81
<i>Nyctalus spp.</i>	54	3.61	10.94
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	68	5.12	35.94
<i>Pipistrellus nathusii</i>	79	5.95	34.38
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	1125	84.71	67.19
<i>Pipistrellus spp.</i>	1272	95.78	68.75
<i>Plecotus spp.</i>	2	0.15	3.13

Table S4.9. Pseudo R² for each covariable of full models calculated from generalized linear models (GLM) only including the farming system and date variables (and species for *Pipistrellus spp.* model). R² were calculating using “1-(null deviance/residual deviance)” formula.

Dependant variables	Independant variables						
	Farming system	Forest	Wetland	Urban	Hedgerow	Boundaries	Road
<i>Nyctalus spp.</i>	0.34	0.19	0.15	-	0.17	-	-
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	0.32	-	0.20	-	0.27	-	0.20
<i>Pipistrellus nathusii</i>	0.28	-	-	-	0.19	0.21	0.22
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	0.31	-	0.18	-	-	0.16	0.17
<i>Pipistrellus spp.</i>	0.50	-	0.43	-	0.44	-	0.43
Richness	0.33	-	0.17	-	0.19	-	0.12

Optimiser les gains écologiques de la simplification du travail du sol

L'étude précédente montre globalement que le fait d'arrêter le labour au profit d'un travail uniquement superficiel se traduit par une augmentation de l'activité des chiroptères. Cependant, ces bénéfices sont contrastés en fonction du nombre de passage d'herbicides réalisés. Il ressort que supprimer un passage d'herbicide non sélectif à l'automne, tout en restant dans un objectif de maintien du rendement, accroît considérablement le gain apporté par le non labour pour les chiroptères. Plus encore, cela permet à ce système conventionnel d'engendrer une activité en chiroptères comparable à celle constatée en système biologique. La mesure de l'activité en chiroptères telle qu'elle a été effectuée dans cette étude est une mesure à priori très proche de la ressource en proies arthropodes (Wickramasinghe et al. 2004 ; Charbonnier et al. 2014). Ces proies étant elles-mêmes dépendantes des plantes hôtes, l'impact des herbicides se situe donc à tous les niveaux de la chaîne trophique, ce qui est cohérent avec la littérature existante (Taylor et al. 2006 ; Evans et al. 2010 ; Chiron et al. 2014 ; Petit et al. 2015).

Pour aller plus loin dans l'étude de ces pratiques, il existe une simplification du travail du sol plus extrême consistant à ne plus du tout travailler le sol en dehors des opérations de semis, de traitement et de fertilisation, nommée **le semi-direct**, qui n'a pas été étudié dans l'article 4. Le semi-direct consiste toujours à semer la culture entre les résidus de la culture précédente déjà récoltée. Une nouvelle fois, il existe plusieurs possibilités de réaliser un semi-direct, qui résideront notamment dans la façon de gérer la végétation spontanée. Ces possibilités comportent en particulier 2 stratégies : i) pour pallier l'absence totale de travail du sol, un couvert herbacé temporaire peut être implanté entre la récolte et le semis de la culture suivante afin de concurrencer la végétation spontanée, ou ii) l'agriculteur peut faire le choix

d'utiliser uniquement les herbicides. Dans les deux cas, l'absence de travail du sol est donc identique, mais les pratiques sous-jacentes très différentes.

Ces différences, ainsi que le semi-direct lui-même intrinsèquement différent d'un simple non labour, peuvent également constituer des causes d'absence de consensus (présenté dans la section précédente) sur l'effet de la simplification du travail du sol sur l'avifaune (les chiroptères n'étant jusqu'ici pas traités dans la littérature). En effet, ces études sont soit réalisées à l'échelle du labour de conservation (Flickinger & Pendleton 1994 ; Lokemoen & Beiser 1997 ; Shutler et al. 2000 ; Filippi-Codaccioni et al. 2009), englobant implicitement le non labour et le semi-direct, soit à l'échelle du semi-direct (Field et al. 2007 ; VanBeek et al. 2014). Les deux seules études ayant à ma connaissance étudié l'effet du semi-direct sur l'avifaune ne prenaient en compte qu'un seul type de semi-direct par étude, sans en décrire précisément les pratiques associées et sans forcément utiliser de témoins en labour conventionnel pour comparaison (Field et al. 2007 ; VanBeek et al. 2014). Field et al. (2007) ont étudié l'abondance en oiseaux sur les parcelles agricoles durant trois hivers, montrant des abondances significativement plus élevées sur les parcelles en semi-direct que celles en labour conventionnel pour les espèces de passereaux granivores en général, les étourneaux et les alouettes. En revanche, VanBeek et al. (2014) ont étudié la densité en nids dans les parcelles et le taux de survie des poussins, en montrant que ces deux paramètres étaient globalement significativement plus élevés sur les parcelles en semi-direct que celles en non labour.

Dans ce contexte, il paraissait nécessaire de clarifier l'effet du semi-direct par rapport aux effets d'un labour conventionnel sur l'avifaune, tout en comparant plusieurs modes de gestion de la végétation spontanée associés aux semi-directs, comme par exemple les deux possibilités les plus opposées à savoir : i) une absence de travail du sol, sans couvert herbacé et avec plusieurs herbicides avant le semis et ii) une absence de travail du sol avec un couvert herbacé intermédiaire suivi de sa destruction par un passage de rouleau ainsi qu'un herbicide

avant le semis. J'ai ainsi conduit une expérimentation de terrain permettant de comparer l'abondance en oiseaux nicheurs pour chacun de ces deux types de semi-direct avec des parcelles témoins en labour conventionnel. J'ai donc étudié en Ile-de-France 18 parcelles (49 points d'écoute) de semi-direct n'utilisant que les herbicides, en y associant 25 parcelles (51 points d'écoute) témoins en labour conventionnel, ainsi que 7 parcelles (30 points d'écoute) en semi-direct utilisant un couvert herbacé et moins d'herbicides en y associant également 13 parcelles (33 points d'écoute) témoins. Les résultats montrent globalement que pour 5 espèces agricoles l'abondance est 2.3 à 4.1 fois plus élevée sur les parcelles en semi-direct avec couvert herbacé que celles en labour conventionnel, et inversement pour 2 espèces agricoles l'abondance est 2.1 à 2.2 fois moins élevée sur les parcelles en semi-direct utilisant beaucoup d'herbicides que sur les parcelles en labour conventionnel, et des différences non significatives pour toutes les autres espèces testées. Ces résultats soulignent l'importance de considérer le système agricole dans son intégralité, avec des réponses pour une même composante (ici le travail du sol) pouvant être opposées selon le mode de gestion de la végétation spontanée.

Article 5

Weed control method drives conservation tillage efficiency on farmland breeding birds.

Kévin Barré^{1, 2}, Isabelle Le Viol¹, Romain Julliard¹, Christian Kerbiriou¹

¹ Muséum national d'Histoire naturelle, Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation, UMR 7204 MNHN-CNRS-UPMC, 61 rue Buffon, 75005 Paris, France

² Agrosolutions, 83 Avenue de la Grande Armée, 75782 Paris, France

Corresponding author:

Kévin Barré

kevin.barre@edu.mnhn.fr

Phone: 01 40 79 38 31

Key words: direct seeding, farmland biodiversity, farming practices, herbicide, no-till, ploughing.

Summary

Crops management is known to influence biodiversity, especially conservation tillage (CT, no-till) often found as a positive method compared to conventional tillage (T, inversion of soil) but without controlling for underlying farming practices. There are many ways to perform CT, in particular concerning the control of weeds, but few studies have taken into account these methods, which could explain the lack of consensus about the effect of CT compared to T. We tested differences in breeding birds abundance between CT and T while accounting for weed control methods in oilseed rape and wheat CT fields. During the intercrop period, one CT system used a cover crop to control weeds (CTcc), the other used herbicides (CTh) and the control (T) system only used a tillage. We made CTcc/T and CTh/T comparisons by sampling bird abundance (respectively 49 CTcc/51 T and 30 CTh/33 T point counts). We show substantial differences between CTcc and CTh as we detected greater bird abundances in CTcc than T for 5 species (2.3- 4.1 times more individuals) and a lower abundance in CTh than T for 2 species (2.1- 2.2 times less individuals). Our results demonstrate the importance to account for system features to ensure the CT efficiency for farmland birds, declining strongly in Europe since 1980 (-55 to -67%). Results also highlight an even more negative impact of herbicides than tillage, showing that stopping tillage to intensify herbicide use is not a promising way.

1. Introduction

Historically, agricultural areas, and more specifically arable lands, represent an important proportion of Europe (respectively 35.6 and 21.1%; Eurostat, 2016a). Changes in farmland, such as intensification processes including increased use of fertilizers, pesticides, and homogenization of the farming landscape in space and time, are the main causes of decline in the diversity and abundance of wildlife (Bengtsson et al., 2005; Benton et al., 2003). These effects have been observed on many taxa in Europe (e.g. plants and invertebrates: Wilson et al., 1999; birds: Donald et al., 2001; bats: Wickramasinghe et al., 2003; moths: Fox, 2013). The Common Agricultural Policy (CAP) has been, and still is, a major driving force behind land use intensification through the stimulation and modernization of agricultural production (Van Zanten et al., 2014). Since 2013, the CAP includes new greening requirements (e.g. reduction of grassland fertilization, grass strips, mowing deferment, flowery fallows) such as ecological focused areas (EFA, direct payments in the first pillar) and changes in agri-environmental schemes (AES) including agri-environmental managements (AEM, payments on a voluntary basis in the second pillar). Within the European policy, greening measures are increasingly claimed to be important tools for the maintenance and restoration of farmland biodiversity in Europe. While AES do not result in a decrease of crop yields (Pywell et al., 2015), so far they have only had marginal to moderate positive effects on biodiversity, especially because they do not differentiate common and endangered species and are applied on too small and/or wild areas (Kleijn et al., 2006). The CAP also encourages farmland to be managed as EFA in order to maintain biodiversity. These EFA, covering 3-7% of European farms, can contribute to increase richness of species, but differences between the 3 and 7% limits were considerable for butterflies, birds and hoverflies (Cormont et al., 2016). In addition, a meta-analysis conducted by Batary et al. (Batary et al., 2011) showed that AEM were not a very efficient way of spending the limited funds available for biodiversity

conservation on farmland. While AEM and EFA can concern a few Used Agricultural Area in Europe (Eurostat, 2009), alternative cropping practices, such as lengthening and diversification of crop rotation (Josefsson et al., 2016; Miguet et al., 2013) and the reduction of soil tillage (Holland, 2004), have been identified as providing more favourable conditions for biodiversity in farmland. Such alternative practices are not included in AES/AEM and EFA policies.

Compared to conventional tillage (inversion of soil with a minimum of 30 cm depth), conservation tillage (i.e. non-inversion of soil) can have beneficial consequences on soil structure and fertility, soil organic carbon sequestration, crop diseases and pests, hydrology and water quality regulation, weed control (Holland, 2004; Kuhn et al., 2016; Power, 2010; Soane et al., 2012; Tamburini et al., 2016b), and biodiversity (Boscutti et al., 2014; Holland, 2004; Kladivko, 2001). Therefore, it is expected to have positive effects for many taxa such as flora, soil fauna and birds (Holland, 2004). It was also found to improve aphid predation, and to mitigate the negative effects of landscape simplification on biological control (Tamburini et al., 2016a). Several studies have shown that the abundance and diversity of bird species during the breeding period was higher in conservation tillage fields (Flickinger and Pendleton, 1994; Lokemoen and Beiser, 1997; Shutler et al., 2000). Positive effects of conservation tillage have also been identified in the wintering period, with a higher abundance of seed-eating birds on arable fields compared to conventional tillage (Field et al., 2007). However, at the community level, Filippi-Codaccioni, Clobert & Julliard (Filippi-Codaccioni et al., 2009) did not detect any differences in habitat specialist species abundance between conservation and conventional tillage. Moreover, they found that farmland specialist bird species have lower abundance in conservation tillage compared to conventional tillage (Filippi-Codaccioni et al., 2009), including some farmland flagship species such as the Eurasian skylark (*Alauda arvensis*).

Thus, according to published studies, there is no consensus on the net effect of conservation tillage. Possibly, this lack of consistent effects of conservation tillage could be linked to variations in other farming practices associated to conservation tillage and especially the method used to control weeds (combining cover crop or superficial tillage with herbicide, or using herbicides only). However, few of the published studies accurately specified the method of weed control occurring between harvest of the previous crop and seeding of the new one, and in the case of cover crop, how this cover is destroyed before seeding the next crop (Field et al., 2007; Filippi-Codaccioni et al., 2009; Flickinger and Pendleton, 1994; Lokemoen and Beiser, 1997; Shutler et al., 2000). In addition, the study that best describes practices during the intercrop (Field et al., 2007) did not conduct bird counts during the breeding period of birds.

To our knowledge, only one study (VanBeek et al., 2014) compared two systems of weed control in conservation tillage in soybean crops: (i) a superficial tillage (8-10 cm depth), using a cultipacker to smooth the soil surface and (ii) a no-till with direct seeding into the soil surface between rows of standing corn stubble (previous crop). In both systems, weeds were further controlled with a non-selective herbicide after seeding. The study found the highest bird nesting density in the no-till system (VanBeek et al., 2014). However, the study did not compare these systems with conventional tillage.

Hence, there is a need to assess the conservation tillage impact on biodiversity compared to conventional tillage according to the weed control method to untangle ambiguous results from previous studies. Here we compare the abundance of breeding farmland bird species of two conservation tillage systems with conventional tillage in wheat and oilseed rape crops: (1) conservation tillage using a cover crop vs. conventional tillage, and (2) conservation tillage using only herbicide vs. conventional tillage. There is no soil-inversion and no superficial tillage in both conservation tillage systems.

2. Materials and methods

2.1. Study area and sampling design

The study was conducted in France, in the Île-de-France region (Essonne, Seine-et-Marne and Yvelines departments), in an intensive agricultural landscape with a higher yield production than the national average except for sugar beet (Appendix A, table A1). This region is covered by 59% agricultural areas, 22% forest and semi natural areas, 18% artificial surfaces and 1% wetlands and water bodies, calculated from Corine Land Cover data. The agricultural areas are dominated by arable land (90%) for intensive cropping of cereals (62 %, wheat, and barley), rape (14%), corn (14%), sugar beet (6%) and peas (4%; Agreste, 2010). Due to the scarcity of conservation tillage (CT) systems, two study sites 58 km apart were selected, one for the conservation tillage using a cover crop (CTcc) vs. conventional tillage (T) comparison (site A) and one for the conservation tillage using herbicides (CTh) vs. conventional tillage (T) comparison (site B; Figure 1). Land use around the two study sites, calculated from convex polygon of sampled points, was representative to the typical land use in Île-de-France (Appendix A, table A2).

We selected all known CTcc and CTh fields in the study area. Our conventional tillage fields (T) were chosen with the aim to minimize differences in landscape composition with CT fields (CTcc and CTh), in the same farming landscapes and relatively close to CT fields (range: 0.2-14 km, mean= 3.7 km, SD=4.7 km), to minimize as possible the landscape context effect (Figure 1; Appendix B, figure B1). However, we accounted for this environmental context in modelling procedure (see statistical analyses). The number and the mean area of fields for both systems in the two sites (i.e. CTcc/T in site A and CTh/T in site B) were heterogeneous (Table 1) and were thus taken into account in statistical analyses.

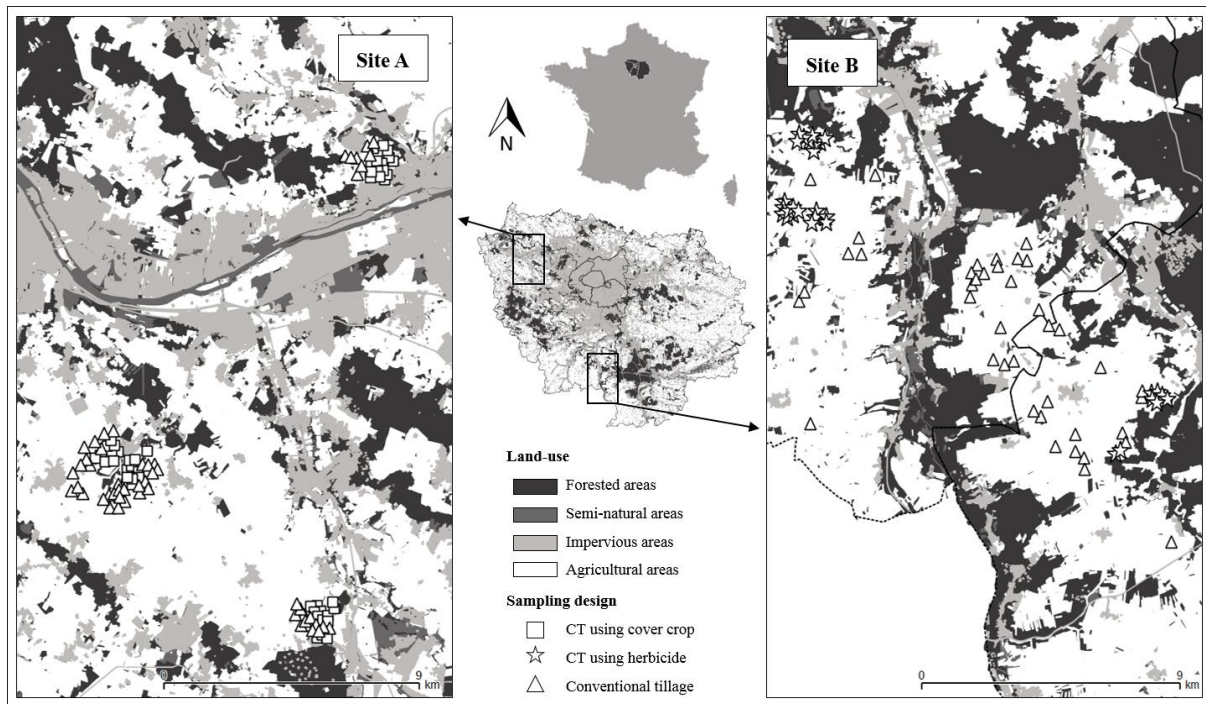


Figure 1: land-use map of the two study areas in Île-de-France region showing sampling points of conservation tillage (CTcc, CTh) and conventional tillage (T).

2.2. Features of studied farming practices

For all fields in both study sites, we characterised farming practices and particularly weed control methods. The weed control in T fields (site A and B) between the harvest of the previous crop in late summer and the seeding of the new one in autumn, included one or two events of superficial tillage of the upper soil layer (8-10 cm depth). Then, a tillage (ploughing, soil inversion to a minimum of 30 cm depth) was performed followed by a smoothing of soil surface, and finally seeding of the next crop followed by one herbicide (Figure 2).

Studied CT fields were characterized by non-inversion of soil for several years, and no superficial tillage with direct seeding under stubble of the previous crop. We studied two types of CT which differed in weed control methods. The first type of CT (site A) used a cover crop (CTcc) of oilseed rape suckers (after an oilseed rape crop) and/or leguminous crops (as a complement of rape suckers or alone after a wheat crop) between the harvest of the

previous crop and seeding of the new one (Figure 2). The cover crop was seeded while harvesting, and destroyed when seeding using a steamroller and one selective herbicide, thus allowing the newly seeded crop to grow and take over. The second type of CT (site B) used a non-selective herbicide (glyphosate) to control weeds (CTh), without cover crop, with 1-2 treatment events between harvest and seeding, and one selective herbicide following seeding. Thus, in all 3 systems one selective herbicide is used when seeding the next crop (in CTcc it is the same as to destroy the cover crop), then 1 or 2 until spring. Thus, CTh uses more numerous herbicide treatments than T and CTcc (Figure 2). In all 3 systems, wheat and oilseed rape were harvested in late July to early August, and the seeding was performed in October for wheat and in late August to early September for oilseed rape (Figure 2). In both study sites, for CT fields, the crop rotation is 2 years with wheat followed by oilseed rape, and for T fields the rotation is 3 years, with wheat every 2 years followed by either oilseed rape, spring barley, sugar beet, corn, field bean, potato, or pea.

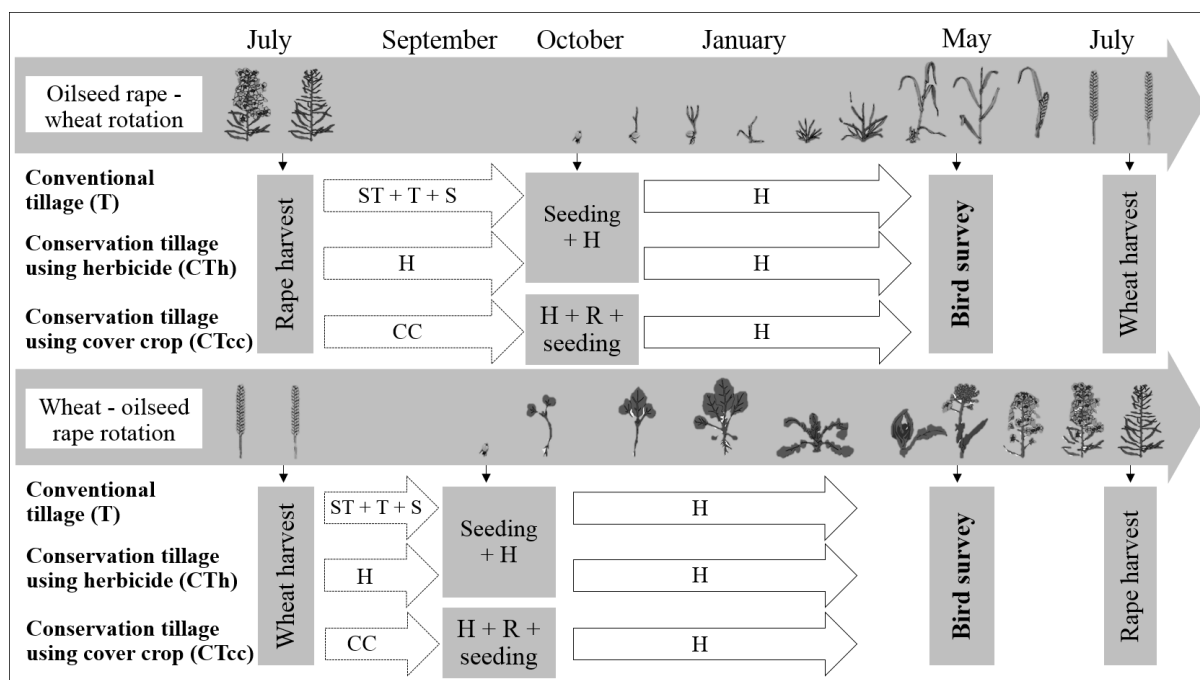


Figure 2: chronology of interventions for an entire year in wheat and oilseed rape fields in the 3 studied systems (ST: superficial tillage; T: tillage, S: soil surface smoothing; H: herbicide; CC: cover crop; R: steamroller).

2.3. *Bird census*

We sampled bird abundance using the “point” counts method for CTcc and CTh, and their respective controls (i.e. T in site A and B) in wheat and oilseed rape crops (Table 1). All counts were performed by the same observer (Kévin Barré). Bird counts were carried out in spring 2015 at 163 points across 10 mornings between June 5th and June 15th, following the recommendations of the French Breeding Bird Survey (Jiguet et al., 2012; STOC-EPS, 2013). For each sampling date we performed a number of CT and T point counts by balancing as far as possible (Appendix B, table B3). For a given field, points were separated by at least 200 m to ensure their independence. For the most of CTcc and CTh fields due to their scarcity, we performed a maximum of independent point counts per field. It was the same way for some T fields, and few point counts in all other fields when minimization of differences in landscape between CTcc and T as well as CTh and T was needed. Thus, the maximum number of point counts per field depended on field size (range: 1-8 point counts/field). The duration of count per point was 5 minutes between 6:00 am to 10:00 am when species are known to be most active (Ralph et al., 1995). The detectability of birds is influenced by weather and time-of-day parameters (Bas et al., 2008). Thus, the exact time of count was recorded, as well as the date, wind speed, temperature and cloud coverage. Note that bird counts were only carried out when weather conditions were favourable (i.e. no rain, low wind speed of < 4 m/s, temperature > 12 °C). For each point count, all detected individuals in a radius of 100 m, identified from their call or song, or using binoculars, were recorded. The observer placed himself on the side of selected fields, at least 100 m away from a field corner, in order that the selected field covers at least 50% of the area within 100 m radius. No difference in wheat or oilseed rape structure (density, height) were detected across systems (CTcc, CTh, T). Thus, we hypothesized that the mean detectability of a given species, for a given crop type, was the

same across systems and did not require accounting for detectability by setting up a replicated design.

Table 3: number of independent count points sampled, number and mean area of fields ($\pm$ standard deviation) under conservation tillage (CT) and conventional tillage (T) systems according to the weed control method (cc: cover crop; h: herbicides) and crops.

	Site A		Site B	
	CTcc	T	CTh	T
<i>Count points</i>				
Wheat	25	25	19	18
Oilseed rape	24	26	11	15
<i>Number of fields</i>				
Wheat	9	14	4	13
Oilseed rape	9	11	3	10
<i>Mean area of fields (ha)</i>				
Wheat	14.0 ($\pm$ 13.2)	14.5 ($\pm$ 8.0)	25.4 ($\pm$ 6.9)	18.6 ($\pm$ 8.1)
Oilseed rape	8.6 ($\pm$ 3.7)	14.3 ($\pm$ 7.3)	14.3 ($\pm$ 5.6)	7.9 ($\pm$ 3.4)

2.4. Environmental covariables

Assuming that local farmland bird abundance depends on local land-use and landscape characteristics (Berg et al., 2015), in order to be consistent with the counting radius, we measured within a 100 m radius around point counts: the length of herbaceous boundaries, the number of crops, the field area and the proportion of the land-use covered by rare crops who are in less than 5% of point counts (Site A: corn, field bean, potato and pea; Site B: corn and pea; Appendix B, table B4). In addition, we took into account descriptors of landscape composition: the distance to the nearest forest, wetland and urban area, and the proportion of arable land within 200 m radius (Appendix B, §B1). Landscape data was provided by the

National Institute of Geography, from BD Topo for data on forest and urban areas and from BD Carthage for wetland data. Distances and areas were calculated using QGIS 2.6.

2.5. Statistical analyses

We performed generalized linear mixed models (GLMM, R package glmmADMB) with the aim to test potential difference of species abundances among farming systems. Our response variable was thus bird count at the point count and model included as fixed effect targeted variables (farming systems: CTcc, CTh and T; crop type: oilseed rape and wheat), environmental covariables (local and landscape characteristics) and site effect (A and B). Site effect was included to take into account potential abundance differences of species in T modality between both sites in order to allow accurate CTcc/T (site A) and CTh/T (site B) comparisons. Date of session, here a categorical variable, was included as random effect to account for weather conditions of sampling points performed in the same day and for take into account the hierarchical structure of the sampling (i.e. different farming systems sampled the same day). Because many fields (50%) only contain one point count, it was not possible to include a random effect at the field scale.

Analyses (CTcc/T and CTh/T comparisons) were performed on species with sufficient occurrences (species presence in more than 10% of point counts) using data from sites A and B. For some species (*Linnaria cannabina*, *Sylvia communis* and *Turdus merula*), the few occurrences found in site B did not allowed analyses. Consequently for these species, analyses were only performed for site A (CTcc/T comparison). For *L. cannabina* crop type was not included because there was no count event in wheat. Full models were constructed checking correlations between covariables and targeted variables (Kruskal Wallis tests, appendix B, tables B5 & B6), and between covariables ($r > 0.7$, appendix B, tables B7 & B8). Few correlations were detected and only between some covariables and targeted variables. However, this slight correlation did not involve multicollinearity problems in full models. We

performed a variance-inflation factors (R package VIF) on each full model (Fox and Monette, 1992). All variables showed a VIF value <2 , meaning there was no striking evidence of multicollinearity (Chatterjee and Hadi, 2006). According to the characteristics of each species dataset (species in site A and B: $n=163$; species only in site A: $n=100$) we took into account respectively 8 and 6 variables in full models to avoid an over parametrization. For each species, we used a hierarchical partitioning (R package hier.part) to identify covariables (distances to wetland, to forest, to urban area, proportion of arable land within 200 m radius, crop number, proportion of rare crops, herbaceous boundaries length, minute after sunrise and field area) having the best conjoint contributions in order to implement them with targeted variables and site effect in full models (the 5 best predictive variables for models with both sites A and B and the 4 best predictive variables for models with only the site A). These steps allowed the construction of full models (Appendix C, table C9), in which we performed an interaction between tillage type and crop type:

- Full model for species with occurrence $> 10\%$ in both sites (CTcc/T and CTh/T comparisons)

Species abundance $\sim$ tillage type + crop type + tillage type : crop type + site + the 5 best predictive covariables + (1|Date)

- Full model for species with occurrence $> 10\%$ only in site A (CTcc/T comparison)

Species abundance $\sim$ tillage type + crop type + tillage type : crop type + the 4 best predictive covariables + (1|Date)

According to the nature of the response variables (bird counts) we used a Poisson error distribution (O'Hara and Kotze, 2010; Zuur et al., 2009). We checked the potential no-linear relation of minute after sunrise variable for each species using an additive generalized mixed

model (GAMM, R package mgcv) in order to evaluate the potential interest of including additional effects such as quadratic effects.

We generated from all full species models a set of candidate models containing all possible variable combinations ranked by corrected Akaike Information Criterion (AICc) using the dredge function. As the site effect for site A and B models was essential, we always kept it for all candidate models. For each set of candidate models, we did multi-model inference averaging on a $\Delta AICc < 2$ using the model.avg function to obtain an averaged regression coefficient for each fixed effect (R package MuMIn, Barton, 2015; Appendix C, table C10).

We used the allEffects function (R package effects) to get a predicted abundance of bird species from the best models in Figure 3. We checked the non-spatial autocorrelation on residuals of the full and best models for each species using dnearneigh and sp.correlogram functions associated to the Moran's I method (R package spatial, (Moran, 1950); Appendix C, Figures C2 and C3) and we assessed goodness-of-fit of GLMMs using the r.squaredGLMM function (R package MuMIn, Nakagawa and Schielzeth, 2013) to calculate the explained variance (R^2 ; Appendix C, table C11). We did not detect obvious problem in overdispersion ratio (0.77 to 1.39) on full and best models, except for *T. merula* having 0.59 and 0.69 ratio for which we used the negative binomial distribution in models (Appendix C, table C9). Finally, we compared estimated parameters and errors from the models averaged containing environmental covariables, and from the models only containing targeted variables, in order to check no-problems of confounding effects with environmental covariables. All significant tests were performed using a threshold of 5% in R statistical software v.3.3.1 (The R foundation for Statistical Computing 2016).

3. Results

3.1. Sampled species

Among the 13 and 16 bird species detected in A and B sites respectively, 3 species (*A. arvensis*, *Motacilla flava* and *Emberiza calandra*) were sufficiently frequent to perform analyses using data from sites A and B (i.e. CTcc/T and /CTh/T comparisons), and 3 species (*L. cannabina*, *S. communis* and *T. merula*) at the site A (i.e. CTcc/T comparison; Appendix C, table C12).

3.2. Selected candidate models

All candidate models with a delta AICc < 2 contained targeted variables (tillage and crop types), except for *L. cannabina* for which only 4 among 8 candidate models contained them. The tillage/crop type interaction was selected in all candidate models of *A. arvensis* and *E. calandra*, as well as one candidate model for *T. merula* (Appendix C, table C10).

3.3. Effect of conservation tillage according to the method of weed control

Contrasting effects of conservation tillage vs. conventional tillage were observed for both methods of weed control. In comparison to T, CTcc had a positive effect on the abundance of each species, with a significant effect for *A. arvensis*, *E. calandra*, *M. flava*, *S. communis* and *T. merula*, and no significant effect for *L. cannabina* (Table 2; Figure 3). It was the opposite for CTh which had a negative effect compared to T for all species, with a significant effect for *A. arvensis* and *M. flava*, and no significant effect for *E. calandra* (Table 2; Figure 3).

A. arvensis was significantly more abundant in wheat than in oilseed rape, while *M. flava*, *S. communis* and *T. merula* were significantly less abundant in wheat (Table 3).

The positive effect of CTcc was never preferentially linked to a given crop type. Similarly, the negative effects of CTh and T were always significantly linked to oilseed rape rather than wheat (Table 3).

Estimated parameters and their associated errors from models containing targeted variables alone did not differ to models adjusted by environmental covariables (Appendix C, table C13 & C14).

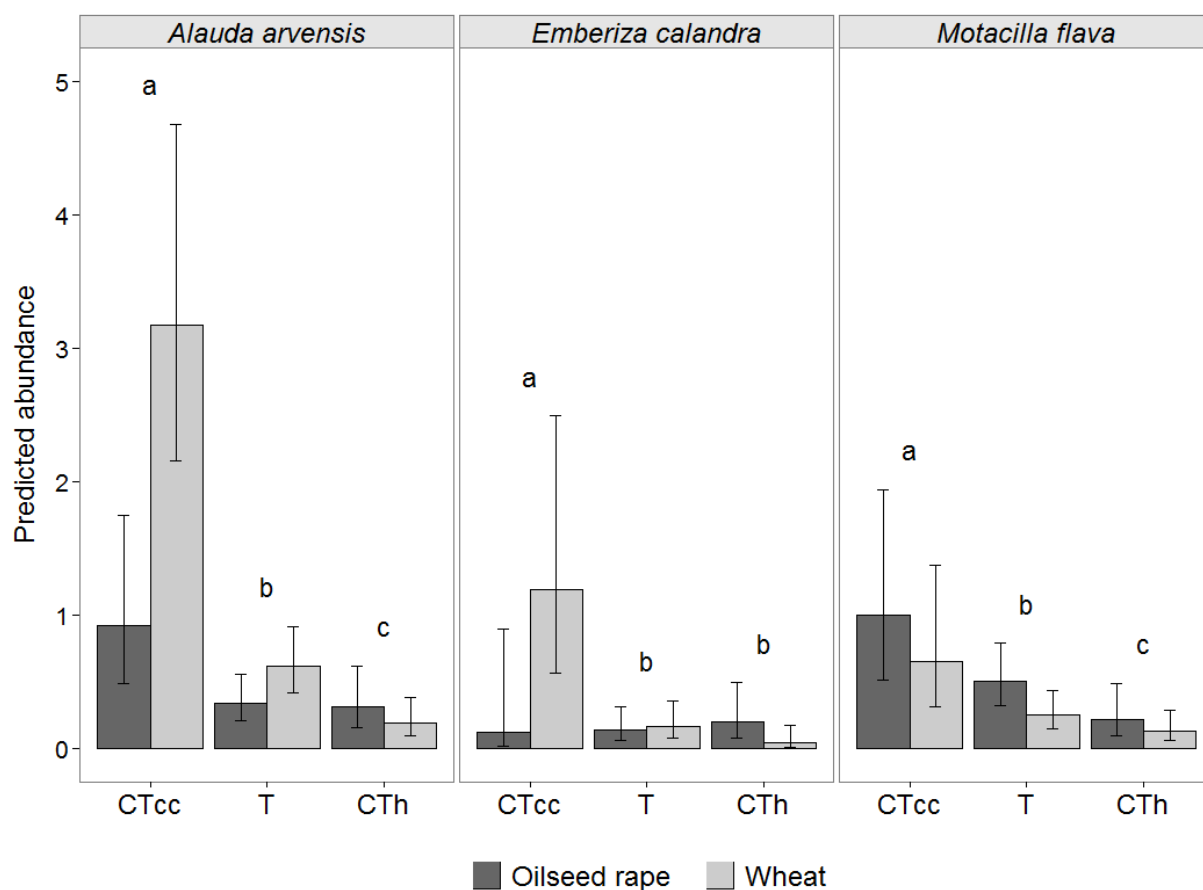


Figure 3: Predicted abundance per point count for *Alauda arvensis*, *Emberiza calandra* and *Motacilla flava* according to the 3 farming systems studied (CTcc: conservation tillage using cover crop; T: conventional tillage; CTh: conservation tillage using herbicide) and the crop type. Global significant differences between systems are shown in letter differences (a, b and c).

Table 2: model results for the two conservation tillage types (CTcc: cover crop; CTh: herbicide) compared to conventional tillage (T), crop type (OR: oilseed rape) and their interaction using a multi-model inference averaging on a delta AICc<2. For each species we show estimates (β), standard errors (SE) and p-values. Because *Linaria cannabina* was not found in wheat crop, results for crop type and interactions are missing. In some cases, interaction results are not presented because they were not selected (*n.s.*) in the multi-model inference or suffering from a data deficiency (*d.d.*) with aberrant estimates. Results for other covariables, predicted and observed abundances can be found in table C13 & C15 (Appendix C).

Species	Conservation tillage type		Crop type	Tillage type : crop type		
	CTcc (vs. T)	CTh (vs. T)	Wheat (vs. OR)	CTcc : wheat (vs. OR)	CTh : wheat (vs. OR)	T : wheat (vs. OR)
<i>Alauda arvensis</i>						
β (SE)	1.49 (0.31)	-0.70 (0.25)	0.61 (0.18)	0.65 (0.42)	-1.11 (0.50)	-0.93 (0.39)
p-value	< 0.001	0.005	0.026	0.125	0.027	0.018
<i>Emberiza calandra</i>						
β (SE)	1.41 (0.65)	-0.31 (0.35)	0.18 (0.31)	2.11 (1.11)	-1.66 (0.74)	-1.48 (0.62)
p-value	0.031	0.380	0.560	0.060	0.026	0.018
<i>Linaria cannabina</i>						
β (SE)	0.44 (0.70)	/	/	/	/	/
p-value	0.534	/	/	/	/	/
<i>Motacilla flava</i>						
β (SE)	0.78 (0.39)	-0.72 (0.29)	-0.58 (0.21)	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>	<i>n.s.</i>
p-value	0.046	0.013	0.006	-	-	-
<i>Sylvia communis</i>						
β (SE)	1.54 (0.36)	/	-2.24 (0.49)	<i>n.s.</i>	/	<i>n.s.</i>
p-value	< 0.001	/	< 0.001	-	/	-
<i>Turdus merula</i>						
β (SE)	1.70 (0.57)	/	-2.47 (0.76)	<i>d.d.</i>	/	-1.77 (0.69)
p-value	0.003	/	0.001	-	/	0.011

4. Discussion

There are many ways to perform conservation tillage (CT), but few studies accurately describe the farming system in which CT is carried out. Here, we have analysed the effects of two opposed farming systems associated to CT: conservation tillage using a cover crop (CTcc) and conservation tillage using herbicide (CTh) on common farmland bird abundance, with conventional tillage (T) as a control. The parameters which differed between systems were tillage type, herbicide quantities and cover crop implementation.

We detected greater farmland bird abundance in CTcc than in T and in T than in CTh. This could explain opposite results in literature where Filippi-Codaccioni et al. (2009) found less farmland birds in CT than T, unlike other studies (Field et al., 2007; Flickinger and Pendleton, 1994; Lokemoen and Beiser, 1997; Shutler et al., 2000). Differences found between CTcc and CTh are substantial because CTcc is significantly better than T (except for *L. cannabina* with no differences) and CTh is significantly less favourable than T (except for *E. Calandra* with no differences). Thus, positive and negative effect of CTcc and CTh vs. T affect both insectivorous (*M. flava* and *S. communis*) and omnivorous species (*A. arvensis*, *E. calandra* and *T. merula*). Our results suggest that the less the cover crop is disturbed, such as shown by VanBeek, Brawn & Ward (2014), and the smaller the amount of herbicides are applied, the higher the abundance of farmland birds. All models have VIFs<2 which suggests no obvious problems of multicollinearity. Even if VIFs of 2 may cause non-significant parameter estimates when ecological signals are weak (Zuur et al., 2010), estimated parameters and errors for targeted variables do not change when covariables are removed. The slight correlations between some targeted variables and environmental covariables do not result in confounding effects for the interpretation.

4.1. Limitations and mechanism hypotheses

Conservation tillage is a potential key to improve biodiversity management in front of the failure of EU agricultural reforms (Pe'er et al., 2014). Yet, our results suggest that biodiversity gain depends on the associated farming system. There is a need to extend such analyses in other farming contexts and for other farmland bird communities for a generalisation. However, the species studied here are the most common and representative species of European farmland landscapes, according to the European Bird Census Council (EBCC) and the studied crops (wheat and oilseed rape) are among the most widespread in Europe (Eurostat, 2016b). We also need to understand the underlying mechanisms of such ecological gains. But it remains difficult to isolate the relative influence of each parameter of these systems leading to such causalities between soil management regime and bird abundance. We hypothesise that the weed control method associated to CT is the driver of feeding resource availability for birds, affecting both (i) arthropods and (ii) seeds compartments of the species diet.

Arthropods (i) are systematically more abundant in CT than in T (Holland and Reynolds, 2003; Rodríguez et al., 2006), however increasing herbicide quantity in a given CT system negatively affects arthropods (Pereira et al., 2007). Thus, strict insectivorous bird species (i.e. *M. flava* and *S. communis*; Holland et al., 2006) are expected to be more abundant in CTcc than CTh and T, and more abundant in CTh than T. This result was found for *M. flava* and *S. communis* which were more abundant in CTcc than T, but not for CTh/T comparison for which *M. flava* was less abundant in CTh than T. Thus, it seems that herbicide quantity may make CT lower than T for insectivorous species, likely affecting host plants needed to the development of prey.

Concerning seeds (ii), global quantity and availability on the ground surface is higher in CT than T, and also when a cover crop is used rather than only more herbicides to control weeds

in CT (Baldassarre et al., 1983; Hoffman et al., 1998; Nichols et al., 2015). As herbicides target weeds, differences in seed quantities could concern mainly seeds from weeds (for all studied systems) and cover crop (for CTcc). This could cause a lower quantity of seeds in CTh compared to CTcc, and T despite the ploughing as CTh receive more herbicide and no cover crop. Thus, omnivorous bird species more dependent on seeds in their diet (i.e. 60% for *A. arvensis* and 85% for *E. calandra*; Holland et al., 2006) could be negatively affected in systems with greater herbicide use and less cover crop. This result was found for species which were less abundant in CTh vs. T (i.e. *A. arvensis*), and also less abundant in T vs. CTcc (i.e. *A. arvensis*, *E. calandra* and *T. merula*).

Consequently, with the aim to produce accurate recommendations to improve biodiversity in farmland, future studies should accurately describe the type of conservation tillage. Indeed, the nomenclature “conservation tillage” brings together very different practices with contrasting impacts on biodiversity. In addition, in order to test the assumption we made about the bird abundance gain in relation to resources and diet type, future studies should attempt to measure arthropod and seed availability for birds while investigating the impact of different farming practises.

4.2. Conservation management perspectives

Ecological gains provided by CTcc compared to T seem to be high (with mean factors of 3.9 (2.3 to 5.1) for *A. arvensis*, 2.3 (1.6 to 3.2) for *M. flava*, 3.7 (0 to 7.1) for *E. calandra*, 4.1 (1.3 to 5.8) for *S. communis* and 5.7 (3.4 to 8.5) for *T. merula* (Appendix C, table C11). They could be at least as beneficial as gains from other farming practices, such as organic systems (factors 1.5 to 1.7 for *A. arvensis* in favour of organic systems compared to conventional systems, and not significant for *S. communis*; Chamberlain et al., 1999). Note that the studied CT are likely the two extremes of the CT gradient (no-till using few herbicides with cover crop vs. no-till using more herbicides without cover crop), which can explain these high

differences. Such ecological gains could be an efficient method to counteract biodiversity losses due to human activities and land settlement. Farmland specialist birds sensitive to CT in our study have strongly decreased over the period 1980-2014 in Europe (i.e. -55% for *A. arvensis* and *M. flava*, -67% for *E. calandra*; EBCC, 2016). This kind of change in practice (such as CTcc system) that provides an ecological gain could therefore play an important role on a large scale in Europe for the conservation of these farmland species. The ecological gain associated with such practices may be considered in agri-environment schemes (AES) but also possibly in the process of offset measures implementation on arable land. These potential changes of farming practices could indeed be implemented on larger surfaces than usual offset measures (e.g. hedgerows grass/flower strips or fallows) and could better correspond to the constraints and expectations of farmers, with whom management agreements must be concluded. Changing T to CT in a broad sense, in the case of wheat, would only pose a small economic risk, because the negative impact of this change on yields on a large scale is about 2.6% (Pittelkow et al., 2015). This causes a lower yield in the first 1–2 years following implementation, but equals after 3-10 years. Thus, conservation tillage using a cover crop to control weeds during intercropping appears a promising approach which may add to crop diversification. However, these changes of practice should be accompanied by additional measures: they only will be adopted if the key actors involved see the advantages. Policy makers concerned with biodiversity friendly measures must consider the needs of farmers affected by these changes (e.g. training on weed management in the absence of tillage, funding possibilities to compensate potential economics losses in the first years following implementation).

Acknowledgements

This work was supported by DIM ASTREA grants from Île-de-France region. We sincerely acknowledge Agrosolutions for technical support about farming practices and for funding field fees. We especially thank farmers who agreed to participate in the study. Finally, we are also grateful for Julie Pauwels help with proofreading.

References

- Agreste, 2010. Utilised Agricultural Land in Ile-de-France region [WWW Document]. URL http://agreste.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf_R1111RA01.pdf (accessed 4.10.16).
- Baldassarre, G.A., Whyte, R.J., Quinlan, E.E., Bolen, E.G., 1983. Dynamics and Quality of Waste Corn Available to Postbreeding Waterfowl in Texas. *Wildl. Soc. Bull.* 11, 25–31. doi:<http://www.jstor.org/stable/3781078>
- Barton, K., 2015. MuMIn: Multi-Model Inference [WWW Document]. URL <http://cran.r-project.org/package=MuMIn>
- Bas, Y., Devictor, V., Moussus, J.P., Jiguet, F., 2008. Accounting for weather and time-of-day parameters when analysing count data from monitoring programs. *Biodivers. Conserv.* 17, 3403–3416. doi:10.1007/s10531-008-9420-6
- Batary, P., Baldi, A., Kleijn, D., Tschardtke, T., 2011. Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management : a meta-analysis. *Proc. R. Soc. B* 278, 1894–1902. doi:10.1098/rspb.2010.1923
- Bengtsson, J., Ahnström, J., Weibull, A., 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *J. Appl. Ecol.* 2005 42, 261–269. doi:10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x
- Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends Ecol. Evol.* 18, 182–188. doi:10.1016/S0169-5347(03)00011-9
- Berg, Å., Wretenberg, J., Zmihorski, M., Hiron, M., Pärt, T., 2015. Linking occurrence and changes in local abundance of farmland bird species to landscape composition and land-use changes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 204, 1–7. doi:10.1016/j.agee.2014.11.019
- Boscutti, F., Sigura, M., Gambon, N., Lagazio, C., Krüsi, B.O., Bonfanti, P., 2014. Conservation Tillage Affects Species Composition But Not Species Diversity: A Comparative Study in Northern Italy. *Environ. Manage.* 55, 443–452. doi:10.1007/s00267-014-0402-z
- Chamberlain, D.E., Wilson, J.D., Fuller, R.J., 1999. A comparison of bird populations on organic and conventional farm systems in southern Britain. *Biol. Conserv.* 88, 307–320. doi:10.1016/S0006-3207(98)00124-4
- Chatterjee, S., Hadi, A.S., 2006. Regression analysis by example, 5th ed. John Wiley & Sons, Inc. doi:10.1002/0470055464
- Cormont, A., Siepel, H., Clement, J., Melman, T.C.P., WallisDeVries, M.F., van Turnhout, C.A.M., Sparrius, L.B., Reemer, M., Biesmeijer, J.C., Berendse, F., de Snoo, G.R., 2016. Landscape complexity and farmland biodiversity: Evaluating the CAP target on natural elements. *J. Nat. Conserv.* 30, 19–26. doi:10.1016/j.jnc.2015.12.006

- Donald, P.F., Gree, R.E., Heath, M.F., 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc. R. Soc. B* 268, 25–29. doi:10.1098/rspb.2000.1325
- EBCC, 2016. Trends of common birds in Europe [WWW Document]. URL <http://www.ebcc.info/index.php?ID=612> (accessed 11.12.16).
- Eurostat, 2016a. Land cover statistics [WWW Document]. URL http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Land_cover_statistics (accessed 4.10.16).
- Eurostat, 2016b. Agricultural production - crops [WWW Document]. URL http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Agricultural_production_-_crops (accessed 4.10.16).
- Eurostat, 2009. Agri-environmental indicator [WWW Document]. URL http://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php/Agri-environmental_indicator_-_commitments (accessed 4.6.17).
- Field, R.H., Benke, S., Bádonyi, K., Bradbury, R.B., 2007. Influence of conservation tillage on winter bird use of arable fields in Hungary. *Agric. Ecosyst. Environ.* 120, 399–404. doi:10.1016/j.agee.2006.10.014
- Filippi-Codaccioni, O., Clobert, J., Julliard, R., 2009. Effects of organic and soil conservation management on specialist bird species. *Agric. Ecosyst. Environ.* 129, 140–143. doi:10.1016/j.agee.2008.08.004
- Flickinger, E.L., Pendleton, G.W., 1994. Bird Use of Agricultural Fields under Reduced and Conventional Tillage in the Texas Panhandle. *Wildl. Soc. Bull.* 22, 34–42.
- Fox, J., Monette, G., 1992. Generalized Collinearity Diagnostics. *J. Am. Stat. Assoc.* 87, 178–183. doi:10.1080/01621459.1992.10475190
- Fox, R., 2013. The decline of moths in Great Britain: A review of possible causes. *Insect Conserv. Divers.* 6, 5–19. doi:10.1111/j.1752-4598.2012.00186.x
- Hoffman, M.L., Owen, M.D.K., Buhler, D.D., 1998. Effects of crop and weed management on density and vertical distribution of weed seeds in soil. *Agron. J.* 90, 793–799. doi:10.2134/agronj1998.00021962009000060013x
- Holland, J.M., 2004. The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: Reviewing the evidence. *Agric. Ecosyst. Environ.* 103, 1–25. doi:10.1016/j.agee.2003.12.018
- Holland, J.M., Hutchison, M.A.S., Smith, B., Aebischer, N.J., 2006. A review of invertebrates and seed-bearing plants as food for farmland birds in Europe. *Ann. Appl. Biol.* 148, 49–71. doi:10.1111/j.1744-7348.2006.00039.x

- Holland, J.M., Reynolds, C.J.M., 2003. The impact of soil cultivation on arthropod (Coleoptera and Araneae) emergence on arable land. *Pedobiologia (Jena)*. 47, 181–191. doi:10.1078/0031-4056-00181
- Jiguet, F., Devictor, V., Julliard, R., Couvet, D., 2012. French citizens monitoring ordinary birds provide tools for conservation and ecological sciences. *Acta Oecologica* 44, 58–66. doi:10.1016/j.actao.2011.05.003
- Josefsson, J., Berg, A., Hiron, M., Pärt, T., Eggers, S., 2016. Sensitivity of the farmland bird community to crop diversification in Sweden: Does the CAP fit? *J. Appl. Ecol.* 54, 518–52. doi:10.1111/1365-2664.12779
- Kladivko, E.J., 2001. Tillage systems and soil ecology. *Soil Tillage Res.* 61, 61–76. doi:10.1016/S0167-1987(01)00179-9
- Kleijn, D., Baquero, R.A., Clough, Y., Díaz, M., De Esteban, J., Fernández, F., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Jöhl, R., Knop, E., Kruess, A., Marshall, E.J.P., Steffan-Dewenter, I., Tscharntke, T., Verhulst, J., West, T.M., Yela, J.L., 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecol. Lett.* 9, 243–254. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00869.x
- Kuhn, N.J., Hu, Y., Bloemertz, L., He, J., Li, H., Greenwood, P., 2016. Conservation tillage and sustainable intensification of agriculture: regional vs. global benefit analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 216, 155–165. doi:10.1016/j.agee.2015.10.001
- Lokemoen, J.T., Beiser, J.A., 1997. Bird Use and Nesting in Conventional , Minimum-Tillage and Organic Cropland. *J. Wildl. Manage.* 61, 644–655. doi:10.2307/3802172
- Miguet, P., Gaucherel, C., Bretagnolle, V., 2013. Breeding habitat selection of Skylarks varies with crop heterogeneity, time and spatial scale, and reveals spatial and temporal crop complementation. *Ecol. Modell.* 266, 10–18. doi:10.1016/j.ecolmodel.2013.06.029
- Moran, P.A.P., 1950. Notes on Continuous Stochastic Phenomena. *Biometrika* 37, 17–23. doi:10.1093/biomet/37.1-2.17
- Nakagawa, S., Schielzeth, H., 2013. A general and simple method for obtaining R² from generalized linear mixed-effects models. *Methods Ecol. Evol.* 4, 133–142. doi:10.1111/j.2041-210x.2012.00261.x
- Nichols, V., Verhulst, N., Cox, R., Govaerts, B., 2015. Weed dynamics and conservation agriculture principles: A review. *F. Crop. Res.* 183, 56–68. doi:10.1016/j.fcr.2015.07.012
- O’Hara, R.B., Kotze, D.J., 2010. Do not log-transform count data. *Methods Ecol. Evol.* 1, 118–122. doi:10.1111/j.2041-210X.2010.00021.x
- Pe’er, G., Dicks, L. V., Visconti, P., Arlettaz, R., Báldi, A., Benton, T.G., Collins, S., Dieterich, M., Gregory, R.D., Hartig, F., Henle, K., Hobson, P.R., Kleijn, D., Neumann, R.K.,

- Robijns, T., Schmidt, J., Shwartz, A., Sutherland, W.J., Turbé, A., Wulf, F., Scott, a V, 2014. EU agricultural reform fails on biodiversity. *Science* (80-.). 344, 1090–1092. doi:10.1126/science.1253425
- Pereira, J.L., Picanço, M.C., Silva, A.A., Barros, E.C., Xavier, V.M., Gontijo, P.C., 2007. Effect of herbicides on soil arthropod community of bean cultivated under no-tillage and conventional systems. *Planta Daninha* 25, 61–69. doi:http://dx.doi.org/10.1590/S0100-83582007000100007
- Pittelkow, C.M., Linquist, B.A., Lundy, M.E., Liang, X., van Groenigen, K.J., Lee, J., van Gestel, N., Six, J., Venterea, R.T., van Kessel, C., 2015. When does no-till yield more? A global meta-analysis. *F. Crop. Res.* 183, 156–168. doi:10.1016/j.fcr.2015.07.020
- Power, A.G., 2010. Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Phil. Trans. R. Soc. B* 365, 2959–2971. doi:10.1098/rstb.2010.0143
- Pywell, R.F., Heard, M.S., Woodcock, B.A., Hinsley, S., Ridding, L., Nowakowski, M., Bullock, J.M., 2015. Wildlife-friendly farming increases crop yield: evidence for ecological intensification. *Proc. R. Soc. B* 282, 20151740. doi:10.1098/rspb.2015.1740
- Ralph, C.J., Sauer, J.R., Droege, S., 1995. Monitoring Bird Populations by Point Counts. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PSW-GTR 1–181. doi:10.2307/3802161
- Rodríguez, E., Fernández-Anero, F.J., Ruiz, P., Campos, M., 2006. Soil arthropod abundance under conventional and no tillage in a Mediterranean climate. *Soil Tillage Res.* 85, 229–233. doi:10.1016/j.still.2004.12.010
- Shutler, D., Mullie, A., Clark, R.G., 2000. Bird Communities of Prairie upland and wetlands in relation to farming practices in Saskatchewan. *Conserv. Biol.* 14, 1441–1451. doi:10.1046/j.1523-1739.2000.98246.x
- Soane, B.D., Ball, B.C., Arvidsson, J., Basch, G., Moreno, F., Roger-Estrade, J., 2012. No-till in northern, western and south-western Europe: A review of problems and opportunities for crop production and the environment. *Soil Tillage Res.* 118, 66–87. doi:10.1016/j.still.2011.10.015
- STOC-EPS, 2013. French Breeding Bird Survey [WWW Document]. URL <http://vigienature.mnhn.fr/page/le-suivi-temporel-des-oiseaux-communs-stoc> (accessed 4.10.16).
- Tamburini, G., De Simone, S., Sigura, M., Boscutti, F., Marini, L., 2016a. Conservation tillage mitigates the negative effect of landscape simplification on biological control. *J. Appl. Ecol.* 53, 233–241. doi:10.1111/1365-2664.12544

Tamburini, G., Simone, S. De, Sigura, M., Boscutti, F., Marini, L., 2016b. Soil management shapes ecosystem service provision and trade-offs in agricultural landscapes. *Proc. R. Soc. B* 283, 20161369. doi:10.1098/rspb.2016.1369

Van Zanten, B.T., Verburg, P.H., Espinosa, M., Gomez-Y-Paloma, S., Galimberti, G., Kantelhardt, J., Kapfer, M., Lefebvre, M., Manrique, R., Piorr, A., Raggi, M., Schaller, L., Targetti, S., Zasada, I., Viaggi, D., 2014. European agricultural landscapes, common agricultural policy and ecosystem services: A review. *Agron. Sustain. Dev.* doi:10.1007/s13593-013-0183-4

VanBeek, K.R., Brawn, J.D., Ward, M.P., 2014. Does no-till soybean farming provide any benefits for birds? *Agric. Ecosyst. Environ.* 185, 59–64. doi:10.1016/j.agee.2013.12.007

Wickramasinghe, Harris, Jones, Vaughan, 2003. Bat activity and species richness on organic and conventional farms: impact of agricultural intensification. *J. Appl. Ecol.* 40, 984–993. doi:DOI 10.1111/j.1365-2664.2003.00856.x

Wilson, J.D., Morris, A.J., Arroyo, B.E., Clark, S.C., Bradbury, R.B., 1999. A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agric. Ecosyst. Environ.* doi:10.1016/S0167-8809(99)00064-X

Zuur, A., Ieno, E., Elphick, C., 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods Ecol. Evol.* 1, 3–14. doi:10.1111/j.2041-210X.2009.00001.x

Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N., Saveliev, A.A., Smith, G.M., 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*, Springer Science & Business Media, Statistics for Biology and Health. doi:10.1007/978-0-387-87458-6

Annexes

Appendix A. Study area and agricultural context

Table A.1: Agricultural yields of the main crops in France and Île-de-France region

Crop types	Agricultural yield (100 kg/ha)	
	France	Île-de-France region
barley	63.30	67.05
corn	90.5	100.21
pea	45.12	45.27
rape	29.30	29.49
sugar beet	826.89	809.28
wheat	72.64	81.33

Table A.2: Proportion of the main land cover in Île-de-France region and study sites

Land use	Île-de-France region	Study sites
agricultural areas (mainly, arable land)	59%	68%
forest and semi natural areas	22%	15%
artificial surfaces	18%	16%
wetlands and water bodies	1%	1%

Appendix B. Sampling design dates, land-use characteristics and landscape composition around bird point counts

§ B.1: Clarification on the choice of arable land within 200 m radius variable:

With the aim of assessing the variability of the amount of arable land in the environment close to the points count, we calculated the amount of agricultural habitat present in a buffer of 200 meters. Given the sampling design which consists in placing points count 100 m away from a field corner, with smaller buffer, we do not detect any variability of proportion of arable land between points.

Figure B.1: boxplot of covariable values (i.e. field area, minute after sunrise, distance to wetland, to urban, to forest, arable land proportion within 200 m radius, proportion of rare crops, herbaceous boundaries length and crop number) across targeted variables (i.e. tillage and crop types).

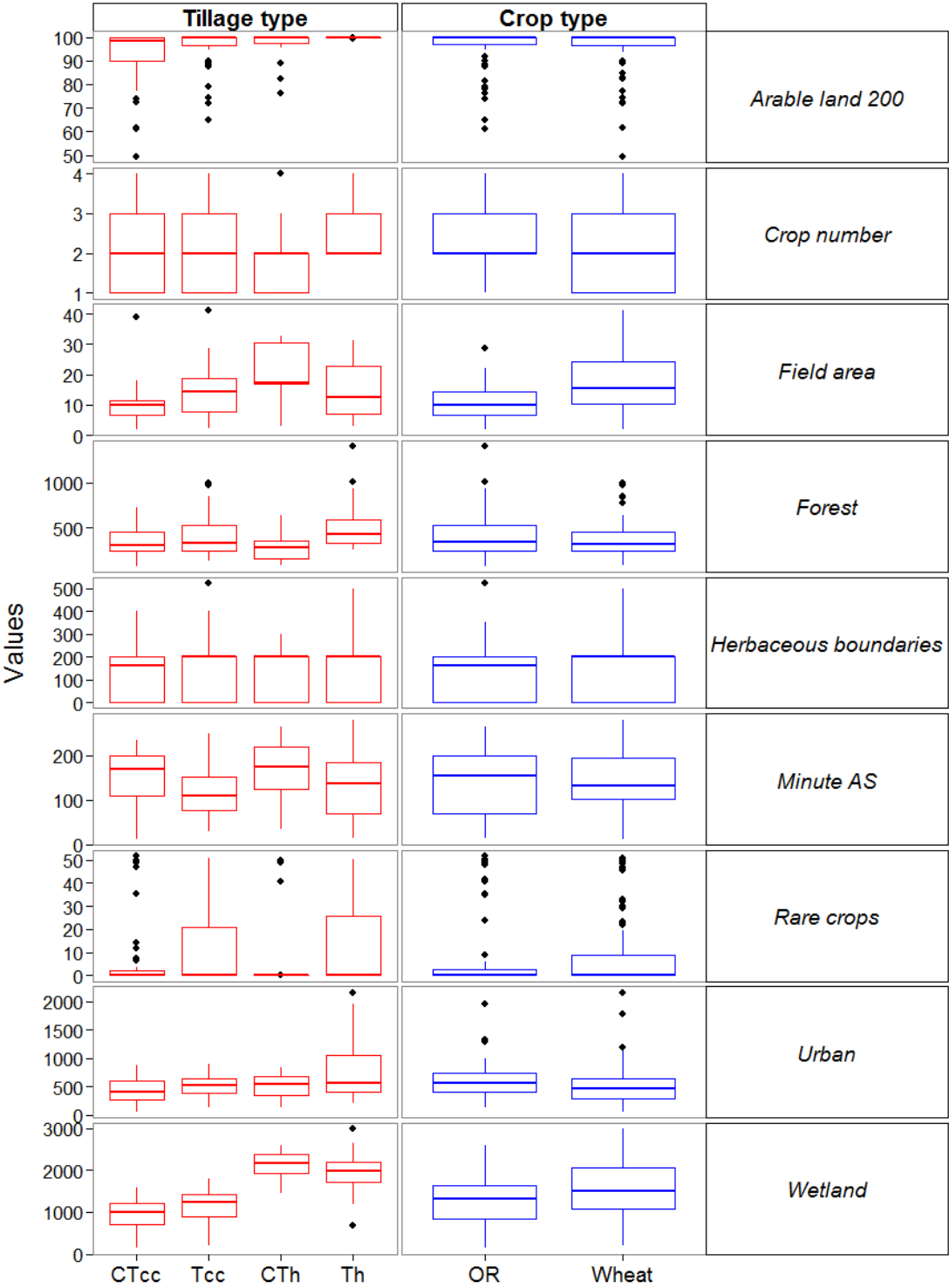


Table B.3: number of point count per Julian day between the 156th (5th June) and the 166th (15th June) for both study sites (CTh: conservation tillage with herbicide, CTcc: conservation tillage with cover crop, T: conventional tillage)

Site B

Julian day	156	157	158	160	161	162
CTh	9	11	2	0	8	0
T	12	7	6	1	6	1

Site A

Julian day	163	164	165	166
CTcc	15	13	11	10
T	8	13	19	11

Table B.4: occurrence of crop types in study sites, and ones included in rare crops variable (occurrence $\leq 5\%$) in bold.

Site A		Site B	
Oilseed rape	43.9%	Wheat	43.4%
Wheat	40.2%	Oilseed rape	20.6%
Barley	8.5%	Barley	16.4%
Corn	5.0%	Sugar beet	11.7%
Potato	1.6%	Pea	4.7%
Field bean	0.5%	Corn	3.2%
Pea	0.3%		

Table B.5: Results of Kruskal-Wallis tests between covariables (i.e. field area, minute after sunrise, distance to wetland, to urban, to forest, arable land proportion in 200 m radius, proportion of rare crops, herbaceous boundaries length and crop number) and targeted variables (i.e. tillage and crop type) included in the analysis of the site A and B.

	Field area	Wetland	Urban	Forest	Arable land 200	Rare crops	Herbaceous boundaries	Crop number	Minute after sunrise
Tillage type									
<i>ks</i>	0.12	0.85	1.42	2.47	10.25	3.92	0.62	4.36	3.99
<i>p-value</i>	0.730	0.356	0.233	0.116	0.001	0.048	0.433	0.037	0.046
Crop type									
<i>ks</i>	14.89	5.70	0.03	0.69	0.02	0.27	1.14	0.07	2.02
<i>p-value</i>	< 0.001	0.017	0.855	0.405	0.896	0.604	0.285	0.797	0.155

Table B.6: Results of Kruskal-Wallis tests between covariables (i.e. field area, minute after sunrise, distance to wetland, to urban, to forest, arable land proportion in 200 m radius, proportion of rare crops, herbaceous boundaries length and crop number) and targeted variables (i.e. tillage and crop type) included in the analysis of the site A only.

	Field area	Wetland	Urban	Forest	Arable land 200	Rare crops	Herbaceous boundaries	Crop number	Minute after sunrise
Tillage type									
<i>ks</i>	10.86	7.97	2.96	1.67	2.54	8.34	0.24	0.15	7.33
<i>p-value</i>	< 0.001	0.004	0.085	0.196	0.111	0.004	0.623	0.702	0.007
Crop type									
<i>ks</i>	0.65	1.96	4.90	0.05	0.78	1.48	2.35	1.35	1.57
<i>p-value</i>	0.420	0.162	0.027	0.825	0.377	0.225	0.126	0.245	0.211

Table B.7: Correlation coefficients of covariables included in the analysis of the site A and B (i.e. field area, minute after sunrise, distance to wetland, to urban, to forest, arable land proportion in 200 m radius, proportion of rare crops, herbaceous boundaries length and crop number).

Covariables	Correlation coefficients							
	Minute after sunrise	Wetland	Urban	Forest	Arable land 200	Rare crops	Herbaceous boundaries	Crop number
Field area	0.197	0.259	-0.105	-0.116	0.042	-0.122	0.002	-0.291
Minute after sunrise	/	-0.044	-0.108	-0.318	-0.131	-0.043	-0.051	-0.118
Wetland	/	/	0.148	0.023	0.287	0.023	0.057	0.161
Urban	/	/	/	0.203	0.297	0.274	-0.075	0.111
Forest	/	/	/	/	0.356	0.154	0.042	0.206
Arable land 200	/	/	/	/	/	-0.026	0.046	0.137
Rare crops	/	/	/	/	/	/	-0.007	0.293
Herbaceous boundaries	/	/	/	/	/	/	/	0.390

Table B.8: Correlation coefficients of covariables included in the analysis of the site A only (i.e. field area, minute after sunrise, distance to wetland, to urban, to forest, arable land proportion in 200 m radius, proportion of rare crops, herbaceous boundaries length and crop number).

Covariables	Correlation coefficients							
	Minute after sunrise	Wetland	Urban	Forest	Arable land 200	Rare crops	Herbaceous boundaries	Crop number
Field area	0.210	0.132	-0.058	-0.019	-0.016	-0.039	0.053	-0.223
Minute after sunrise	/	-0.301	-0.004	-0.305	-0.169	-0.069	-0.116	-0.173
Wetland	/	/	-0.037	0.232	0.180	-0.009	0.160	0.126
Urban	/	/	/	0.113	0.424	0.065	-0.027	0.086
Forest	/	/	/	/	0.409	0.064	0.032	0.232
Arable land 200	/	/	/	/	/	-0.101	0.066	0.107
Rare crops	/	/	/	/	/	/	0.112	0.353
Herbaceous boundaries	/	/	/	/	/	/	/	0.377

Appendix C. Additional results about bird census and statistical analyses

Table C.9: overdispersion ratio (chisq/rdf) calculated using `overdisp_fun` function (see code below; <https://github.com/lme4/lme4/issues/220>) of full and best models from the multi-model inference based on corrected Akaike Information Criterion (AICc). Models contain targeted variables (practice and crop type), their interaction, site effect, covariables (distances to landscape elements: forest, wetland and urban areas; field area; RC: rare crops; AL200: arable land proportion within 200 m radius; CN: crop number; HB: herbaceous boundaries, minuteAS: minute after sunrise) and random effect on date. Site effect was not taken into account in models for species having too low occurrences in site B. *Linaria cannabina* was not detected in wheat, preventing crop type inclusion in models.

Species	Full and best models	chisq	rdf	ratio
<i>Alauda arvensis</i>	Practice type*crop type + site + forest + RC + AL200 + CN + HB + (1 DAY)	128.67	148	0.87
	Practice type*crop type + site + RC + AL200 + CN + (1 DAY)	130.60	150	0.87
<i>Emberiza calandra</i>	Practice type*crop type + site + forest + RC + CN + field area + urban + (1 DAY)	161.63	148	1.09
	Practice type*crop type + site + forest + CN + (1 DAY)	160.08	151	1.06
<i>Linaria cannabina</i>	Practice type + HB + minuteAS + wetland + field area + (1 DAY)	59.82	43	1.39
	field area + minuteAS + (1 DAY)	49.76	46	1.08
<i>Motacilla flava</i>	Practice type*crop type + site + forest + CN + urban + HB + minuteAS (1 DAY)	195.04	148	1.32
	Practice type + crop type + site + HB + minuteAS (1 DAY)	194.52	153	1.27
<i>Sylvia communis</i>	Practice type*crop type + RC + CN + urban + field area + (1 DAY)	70.48	91	0.77
	Practice type + crop type + RC + (1 DAY)	72.73	95	0.77
<i>Turdus merula</i>	Practice type*crop type + forest + CN + wetland + field area + (1 DAY)	53.49	91	0.59
	Practice type + crop type + (1 DAY)	65.89	96	0.69

R code for the calculation of the overdispersion ratio:

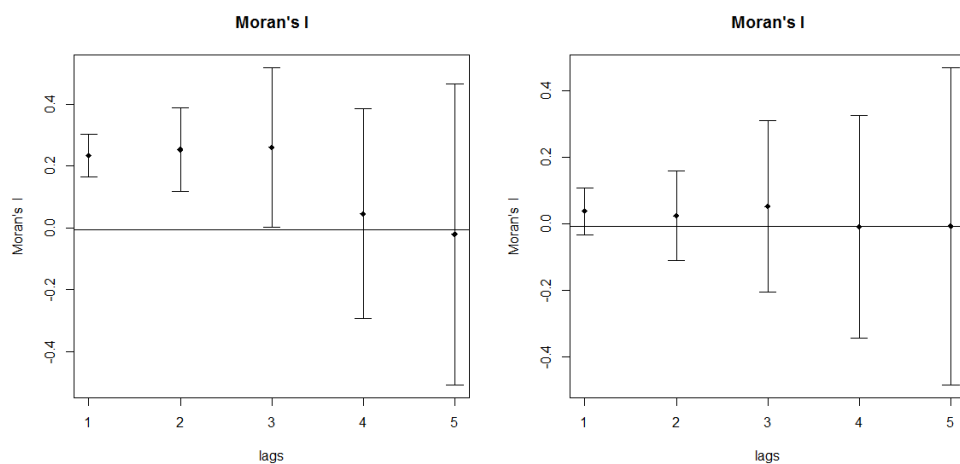
```
overdisp_fun <- function(model) {
  vparms <- function(m) {
    nrow(m)*(nrow(m)+1)/2
  }
  model.df <- sum(sapply(VarCorr(model),vparms))+length(fixef(model))
  rdf <- nrow(model.frame(model))-model.df
  rp <- residuals(model,type="pearson")
  Pearson.chisq <- sum(rp^2)
  prat <- Pearson.chisq/rdf
  pval <- pchisq(Pearson.chisq, df=rdf, lower.tail=FALSE)
  c(chisq=Pearson.chisq,ratio=prat,rdf=rdf,p=pval)
}
```

Table C.10: results of multi-model inference ranked by delta AICc < 2, and relative importance of variables obtained by averaging. Grey cells indicate species for which analyses were only performed on site B (CTh/T) because of occurrences < 10 % in site A, excluding the need of site effect in models.

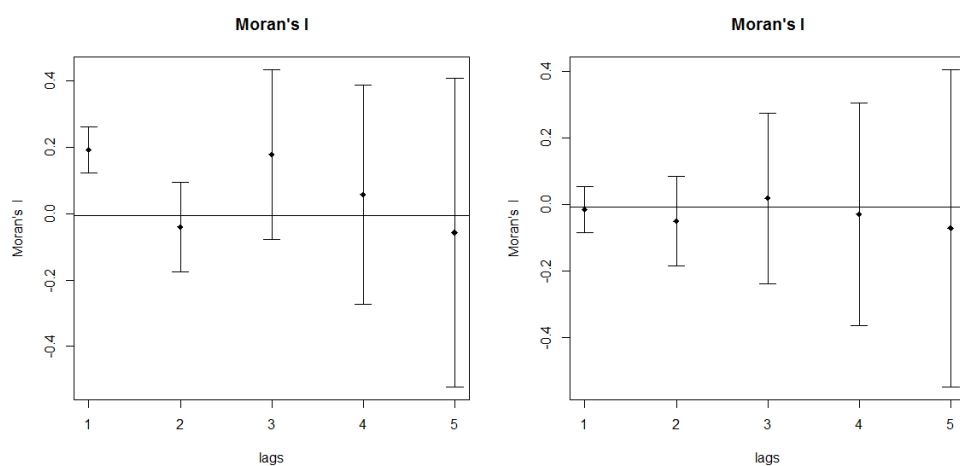
Model number	Crop type	Pract	Crop type : pract	Site	Crop numb.	AL 200	Rare crops	Herb bound	Field area	For	Wet	Min. AS	DF	AICc	delta AICc	weight
<i>Alauda arvensis</i>																
464	+	+	+	+	0.47	0.37	-0.23						11	357.20	0.00	0.26
496	+	+	+	+	0.41	0.38	-0.20	0.13					12	357.40	0.16	0.24
Relative importance	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	0.48								
<i>Emberiza calandra</i>																
312	+	+	+	+	0.48					0.28			10	225.30	0.00	0.20
296	+	+	+	+	0.43								9	226.80	1.53	0.09
320	+	+	+	+	0.43				-0.13	0.28			11	226.80	1.54	0.09
376	+	+	+	+	0.46		0.09			0.25			11	227.00	1.74	0.08
Relative importance	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00		0.18		0.20	0.80						
<i>Linaria cannabina</i>																
11									-0.78			0.52	4	68.80	0.00	0.11
2		+											3	69.60	0.78	0.08
4		+							-0.63				4	69.60	0.79	0.07
3									-0.79				3	69.80	0.97	0.07
15								0.29	-0.79			0.58	5	70.10	1.26	0.06
12		+							-0.67			0.40	5	70.40	1.58	0.05
27									-0.73		-0.26	0.48	5	70.60	1.78	0.05
10		+										0.33	4	70.80	1.95	0.04
Relative importance		0.46						0.09	0.78			0.58				
<i>Motacilla flava</i>																
118	+	+		+				0.36				-0.31	8	295.10	0.00	0.27
126	+	+		+				0.36		0.07		-0.29	9	297.00	1.91	0.10
Relative importance	1.00	1.00		1.00				1.00		0.28		1.00				
<i>Sylvia communis</i>																
22	+	+					-0.69						5	150.60	0.00	0.25
30	+	+			-0.09		-0.63						6	152.60	1.95	0.09
24	+	+					-0.70		-0.01				6	152.60	1.95	0.09
Relative importance	1.00	1.00			0.22		1.00		0.22							
<i>Turdus merula</i>																
6	+	+											4	103.50	0.00	0.12
14	+	+			-0.28								5	104.10	0.64	0.09
22	+	+								-0.24			5	104.60	1.15	0.07
38	+	+									-0.56		5	104.90	1.45	0.06
46	+	+			-0.34						-0.75		6	105.00	1.52	0.06
70	+	+	+										5	105.00	1.58	0.06
Relative importance	1.00	1.00	0.12		0.32					0.15	0.26					

Figure C.2: Moran's I correlograms (distance range: 0-1500 m) on raw data (left figures) and residuals of best models (right figures) for analysed species at the full scale (site A and B).

Alauda arvensis



Emberiza calandra



Motacilla flava

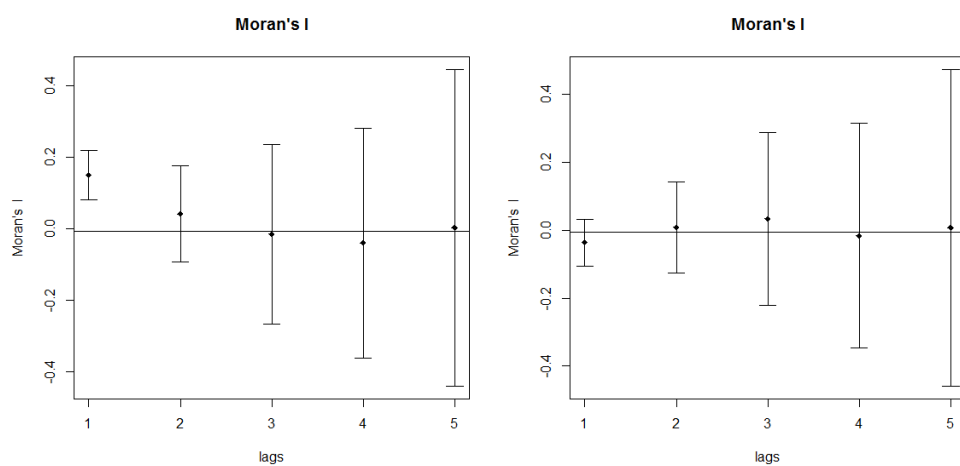
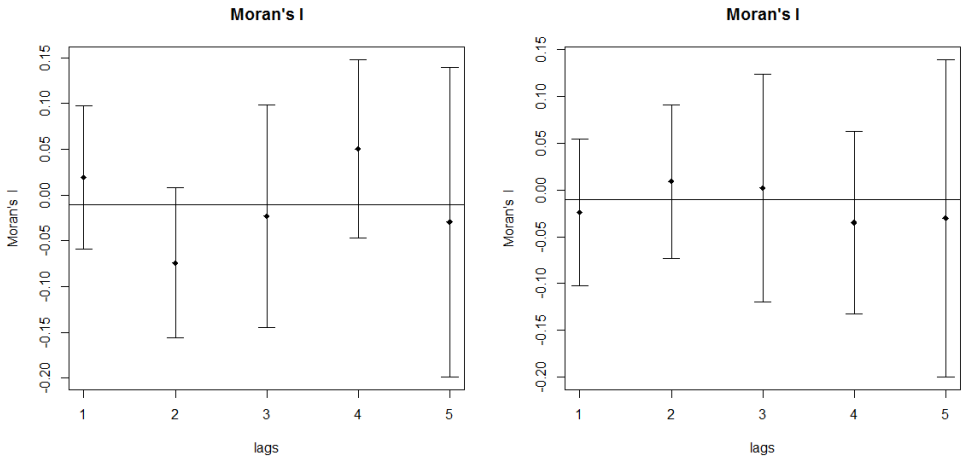
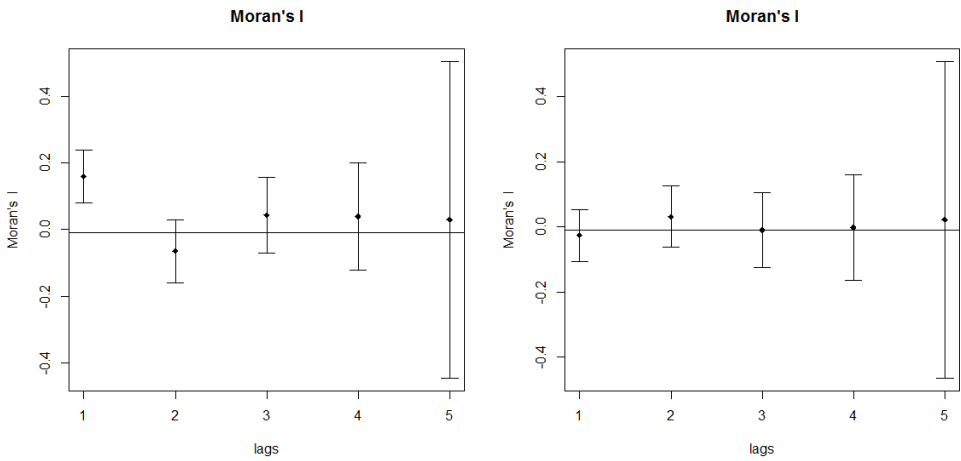


Figure C.3: Moran's I correlograms (distance range: 0-1000 m) on raw data (left figures) and residuals of best models (right figures) for analysed species at the site A scale.

Linaria cannabina



Sylvia communis



Turdus merula

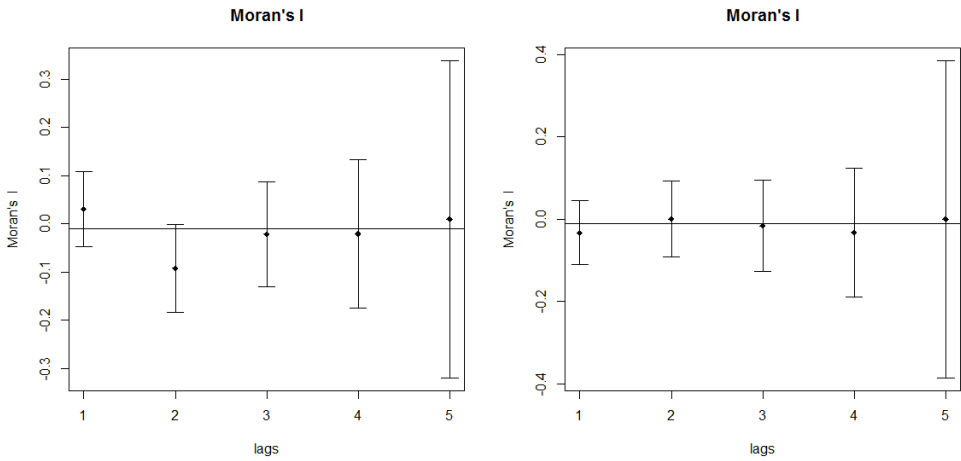


Table C.11: goodness-of-fit of GLMMs using marginal (fixed effects) and conditional (fixed and random effects) R^2 calculation introduced by Nakagawa and Schielzeth (2013) for the full best models (see Table S9), type of tillage/crop combination selected in the full best models and tillage type alone.

Species	Marginal R^2 (conditional R^2)		
	Full best model	Tillage type * crop type	Tillage type alone
<i>Alauda arvensis</i>	0.52 (0.52)	0.25 (0.62)	0.22 (0.65)
<i>Emberiza calandra</i>	0.52 (0.52)	0.12 (0.68)	0.04 (0.68)
<i>Motacilla flava</i>	0.40 (0.40)	0.07 (0.52)	0.04 (0.49)
	Full best model	Tillage type + crop type	Tillage type alone
<i>Linaria cannabina</i>	0.28 (0.28)	/	0.15 (0.15)
<i>Sylvia communis</i>	0.59 (0.60)	0.54 (0.57)	0.26 (0.40)
<i>Turdus merula</i>	0.49 (0.50)	0.49 (0.50)	0.25 (0.35)

Table C.12: total number of the 19 bird species contacted within 100 m from observer, the occurrence (proportion of sampled points with event counts) and the proportion (of the species abundance/total abundance) for both studied sites. Species in bold had enough occurrence (> 10%) to perform models.

Site A				Site B			
Species	Number	Occurrence	Proportion	Species	Number	Occurrence	Proportion
<i>Alauda arvensis</i>	68	43.6	29.1	<i>Alauda arvensis</i>	128	58.2	41.8
<i>Circus cyaneus</i>	3	2.0	1.3	<i>Burhinus oedicnemus</i>	1	1.1	0.3
<i>Columba palumbus</i>	2	1.0	0.9	<i>Circus cyaneus</i>	1	1.1	0.3
<i>Coturnix coturnix</i>	2	2.0	0.9	<i>Columba palumbus</i>	1	1.1	0.3
<i>Emberiza calandra</i>	16	11.9	6.8	<i>Coturnix coturnix</i>	5	5.5	1.6
<i>Falco tinnunculus</i>	1	1.0	0.4	<i>Emberiza calandra</i>	63	42.9	20.6
<i>Linaria cannabina</i>	14	10.9	6.0	<i>Fringilla coelebs</i>	1	1.1	0.3
<i>Motacilla flava</i>	29	19.8	12.4	<i>Hippolais polyglotta</i>	4	1.1	1.3
<i>Parus major</i>	3	1.0	1.3	<i>Linaria cannabina</i>	3	2.2	1.0
<i>Prunella modularis</i>	1	1.0	0.4	<i>Motacilla alba</i>	2	2.2	0.7
<i>Sturnus vulgaris</i>	7	5.0	3.0	<i>Motacilla flava</i>	85	56.0	27.8
<i>Sylvia communis</i>	61	31.7	26.1	<i>Perdrix perdrix</i>	4	2.2	1.3
<i>Turdus merula</i>	27	20.8	11.5	<i>Phylloscopus collybita</i>	1	1.1	0.3
TOTAL	234			<i>Sturnus vulgaris</i>	3	2.2	1.0
				<i>Sylvia communis</i>	3	2.2	1.0
				<i>Turdus merula</i>	1	1.1	0.3
				TOTAL	330		

Table C.13: estimated parameters (β), standard errors (SE) and p-values for each variable from model averaging on delta AICc < 2.

Species	Conservation tillage type		Crop type	Tillage type : crop type			Site		Crop number	Arable land 200	Rare crops	Grass strip length	Field area	Forest	Wetland	Minute after sunrise
	CTcc (vs. T)	CTh (vs. T)	Wheat (vs. OR)	CTcc : wheat (vs. OR)	CTh : wheat (vs. OR)	T : wheat (vs. OR)	A (vs. B)									
<i>Alauda arvensis</i>	β (SE)	1.49 (0.31)	-0.70 (0.25)	0.61 (0.18)	0.65 (0.42)	-1.11 (0.50)	-0.93 (0.39)	-1.74 (0.30)	0.47 (0.12)	0.35 (0.15)	-0.17 (0.09)	0.15 (0.08)	/	/	/	/
	p-value	<0.001	0.005	0.026	0.125	0.027	0.018	<0.001	<0.001	0.026	0.075	0.074	/	/	/	/
<i>Emberiza calandra</i>	β (SE)	1.41 (0.65)	-0.31 (0.35)	0.18 (0.31)	2.11 (1.11)	-1.66 (0.74)	-1.48 (0.62)	-2.59 (0.92)	0.57 (0.15)	/	0.17 (0.12)	/	-0.14 (0.16)	0.26 (0.15)	/	/
	p-value	0.031	0.380	0.560	0.060	0.026	0.018	0.005	<0.001	/	0.147	/	0.389	0.085	/	/
<i>Linaria cannabina</i>	β (SE)	0.44 (0.70)	/	/	/	/	/	/	-0.28 (0.42)	/	/	/	-0.11 (0.06)	/	-1.71 (0.79)	/
	p-value	0.534	/	/	/	/	/	/	0.509	/	/	/	0.091	/	0.033	/
<i>Motacilla flava</i>	β (SE)	0.78 (0.39)	-0.72 (0.29)	-0.58 (0.21)	/	/	/	-2.14 (0.39)	/	/	/	0.36 (0.11)	/	0.07 (0.13)	/	-0.31 (0.11)
	p-value	0.046	0.013	0.006	/	/	/	<0.001	/	/	/	<0.001	/	0.561	/	0.004
<i>Sylvia communis</i>	β (SE)	1.54 (0.36)	/	-2.24 (0.49)	/	/	/	/	-0.09 (0.17)	/	-0.68 (0.38)	/	-0.01 (0.03)	/	/	/
	p-value	<0.001	/	<0.001	/	/	/	/	0.578	/	0.077	/	0.586	/	/	/
<i>Turdus merula</i>	β (SE)	1.70 (0.57)	/	-2.47 (0.76)	d.d.	/	-1.77 (0.69)	/	-0.30 (0.23)	/	/	/	/	-0.24 (0.23)	-0.65 (0.60)	/
	p-value	0.003	/	0.001	-	/	0.011	/	0.194	/	/	/	/	0.321	0.282	/

Table C.14: estimated parameters (β), standard errors (SE) and p-values from models containing targeted variables (tillage type, crop type and their interaction) and site effect without covariables.

Species	Conservation tillage type		Crop type	Tillage type : crop type			Site
	CTcc (vs. T)	CTh (vs. T)	Wheat (vs. OR)	CTcc : wheat (vs. OR)	CTh : wheat (vs. OR)	T : wheat (vs. OR)	A (vs.B)
<i>Alauda arvensis</i>							
β (SE)	1.29 (0.31)	-1.09 (0.24)	0.44 (0.22)	0.92 (0.45)	-1.24 (0.49)	0.51 (0.25)	-1.95 (0.34)
p-value	< 0.001	< 0.001	0.048	0.041	0.012	0.044	< 0.001
<i>Emberiza calandra</i>							
β (SE)	1.33 (0.65)	-0.68 (0.30)	-0.17 (0.29)	2.27 (1.15)	-2.17 (0.72)	0.14 (0.31)	-3.17 (0.81)
p-value	0.041	0.025	0.551	0.047	0.003	0.648	< 0.001
<i>Linaria cannabina</i>							
β (SE)	1.38 (0.65)	/	/	/	/	/	/
p-value	0.034	/	/	/	/	/	/
<i>Motacilla flava</i>							
β (SE)	0.50 (0.39)	-0.90 (0.28)	-0.52 (0.23)	/	/	/	-2.05 (0.40)
p-value	0.200	0.001	0.027	/	/	/	< 0.001
<i>Sylvia communis</i>							
β (SE)	1.70 (0.35)	/	-2.39 (0.49)	/	/	/	/
p-value	< 0.001	/	< 0.001	/	/	/	/
<i>Turdus merula</i>							
β (SE)	1.81 (0.55)	/	-2.56 (0.55)	<i>d.d.</i>	/	-1.88 (0.52)	/
p-value	< 0.001	/	< 0.001	-	/	< 0.001	/

Table C.15: observed mean abundances in field ($\bar{x}$), predicted abundances from models (PA) and their standard deviation (SD) or confidence intervals (CI 95%) for conservation tillage using cover crop (CTcc), conservation tillage using herbicides (CTh) and conventional tillage (T) in oilseed rape and wheat crops.

Species	Oilseed rape			Wheat		
	CTcc	CTh	T	CTcc	CTh	T
<i>Alauda arvensis</i>						
$\bar{x}$	0.46	1.09	0.66	1.72	0.58	1.34
(SD)	(0.28)	(0.70)	(0.37)	(0.48)	(0.40)	(0.49)
PA	0.92	0.31	0.34	3.17	0.19	0.62
(CI 95%)	(0.49-1.74)	(0.16-0.62)	(0.21-0.55)	(2.15-4.68)	(0.09-0.38)	(0.42-0.91)
<i>Emberiza calandra</i>						
$\bar{x}$	0.04	1.27	0.42	0.48	0.16	0.55
(SD)	(0.01)	(0.90)	(0.24)	(0.34)	(0.18)	(0.29)
PA	0.12	0.20	0.14	1.19	0.04	0.16
(CI 95%)	(0.02-0.90)	(0.08-0.49)	(0.06-0.32)	(0.57-2.49)	(0.01-0.18)	(0.08-0.36)
<i>Linnaria cannabina</i>						
$\bar{x}$	0.46	-	0.12	-	-	-
(SD)	(0.33)	-	(0.10)	-	-	-
PA	0.46	-	0.12	-	-	-
(CI 95%)	(0.25-0.83)	-	(0.04-0.36)	-	-	-
<i>Motacilla flava</i>						
$\bar{x}$	0.42	0.73	0.89	0.32	0.52	0.59
(SD)	(0.31)	(0.61)	(0.57)	(0.23)	(0.38)	(0.28)
PA	0.99	0.22	0.50	0.66	0.13	0.25
(CI 95%)	(0.51-1.94)	(0.10-0.49)	(0.32-0.79)	(0.31-1.38)	(0.06-0.28)	(0.15-0.43)
<i>Sylvia communis</i>						
$\bar{x}$	1.88	-	0.35	0.16	-	0.04
(SD)	(0.54)	-	(0.25)	(0.20)	-	(0.08)
PA	1.33	-	0.27	0.13	-	0.04
(CI 95%)	(0.76-2.35)	-	(0.13-0.59)	(0.04-0.37)	-	(0.01-0.29)
<i>Turdus merula</i>						
$\bar{x}$	0.88	-	0.15	0.08	-	-
(SD)	(0.38)	-	(0.15)	(0.08)	-	-
PA	0.85	-	0.15	0.08	-	-
(CI 95%)	(0.51-1.41)	-	(0.06-0.42)	(0.02-0.32)	-	-

Discussion & perspectives

Nous avons montré dans ce chapitre que des mesures simples telles que les infrastructures agroécologiques, apportent des gains pour la biodiversité (oiseaux et chiroptères) en milieu agricole. Si les pertes les plus documentées liées au fonctionnement des éoliennes, à savoir la mortalité, restent actuellement difficilement quantifiables, nous montrons dans ce chapitre que la quantification de gains pour les oiseaux et les chiroptères via des infrastructures agroécologiques peut être plus facilement établie et avec moins d'incertitudes (Millon *et al.* 2015). Disposant d'une évaluation des effets respectifs de ces infrastructures sur différentes espèces, il est donc potentiellement possible de les comparer quantitativement et donc d'établir des équivalences écologiques. Ces équivalences, pouvant elles-mêmes reposer sur différents scénarios, permettent de pouvoir moduler le choix de la mesure à implanter en fonction du contexte local afin d'optimiser l'acceptabilité et d'éviter les situations de blocage. Cette modulation, étudiée dans l'article 3 de ce chapitre, ne repose que sur un seul cas d'étude, et nécessiterait d'être appliquée dans d'autres contextes en étant accompagnée d'une étude socio-écologique, afin d'évaluer selon les acteurs en présence la gamme des possibles et donc les effets potentiels positifs et négatifs sur la biodiversité. Cependant ces mesures restent difficiles à appliquer en contexte agricole intensif où trouver des parcelles pour la plupart productives pour y placer des mesures, ne convainc pas beaucoup d'agriculteurs (voir introduction de ce chapitre). Comme précisé en introduction de ce chapitre, ceci est une des principales raisons du délai de mise en place de la compensation après l'impact (Regnery, Couvet & Kerbiriou 2013) ou tout simplement sa non mise en place (Quétier, Regnery & Levrel 2014).

Ce chapitre apporte quelques éléments en réponse à ces limitations en étudiant des mesures potentiellement moins contraignantes dans les paysages agricoles intensifs. Les changements de pratiques agricoles, et tout particulièrement la simplification du travail du sol au sein d'un

système donné, semblent apporter de nets gains écologiques. Tout d'abord nous avons montré que réduire le travail du sol à un travail superficiel de déchaumage, et supprimer un des trois herbicides appliqués sur l'année entière à l'automne permet d'obtenir en moyenne 6.9 fois plus d'activité de chiroptères qu'en labour conventionnel. Nous avons également montré chez les oiseaux nicheurs qu'un semi-direct reposant sur un système utilisant beaucoup d'herbicides comporte en moyenne 2 fois moins d'individus qu'en labour conventionnel, tandis qu'un semi-direct reposant sur moins d'herbicide et un couvert herbacé entre la récolte et le prochain semis en comportera 2 à 4 fois plus. Les effets positifs constatés dans ces deux études semblent donc très forts et peuvent constituer un réel outil en conservation. De plus, elles peuvent constituer un complément aux infrastructures agroécologiques, notamment contenues dans les MAE, qui ne semblent actuellement pas bénéfiques aux chiroptères (Fuentes-Montemayor, Goulson & Park 2011) et faiblement positifs pour l'avifaune (Gamero *et al.* 2017) à large échelle.

Comme évoqué précédemment, un des principaux leviers de mise en place de telles pratiques en tant que mesures d'accompagnement réside dans le fait qu'elles doivent affecter au minimum l'agriculteur et son revenu (Pannell *et al.* 2014 ; Ward *et al.* 2018). Si ces changements de pratiques ne changent pas la physionomie du paysage ni la composition des exploitations agricoles et leur fonctionnement général, des impacts sur les rendements sont documentés mais semblent être très contexte-dépendant (Erenstein *et al.* 2012). Il apparaît notamment que le non labour étudié sur les cultures de blé dans ce chapitre présente potentiellement dès son implantation des gains importants sur les rendements avec un bénéfice économique de 18.6% (Su *et al.* 2007). Cependant, la situation semble plus mitigée concernant le semi-direct avec un impact négatif de 4 à 12% sur les rendements la première année (Su *et al.* 2007 ; Pittelkow *et al.* 2015). Le rendement redevient néanmoins comparable à l'initial pour toutes les cultures excepté le maïs 3 à 10 ans après le passage en semi-direct.

Ces pertes sont néanmoins réduites lorsqu'une fertilisation azotée est appliquée aux parcelles, lorsque les rotations sont complexifiées et les résidus maintenus sur la parcelle (Pittelkow *et al.* 2015). De plus, comme énoncé en introduction générale de ce manuscrit, les pertes de rendement les premières années semblent moins prononcées à absentes sous les climats secs à tempérés, ainsi qu'irrigués naturellement par les précipitations (Pittelkow *et al.* 2015). Des réflexions sont donc nécessaires pour compenser dans ces cas particuliers les pertes économiques engendrées. Elles pourraient potentiellement faire partie intégrante de la mesure d'accompagnement elle-même. Les pertes économiques potentielles illustrent l'intérêt de considérer les pratiques comme faisant partie d'un ensemble, que l'on nomme ici agriculture de conservation, et étant elles-mêmes en interaction avec d'autres pratiques essentielles pour le fonctionnement et la rentabilité du système (Friedrich, Derpsch & Kassam 2012).

Bien que nous ayons montré de forts gains sur les oiseaux et chiroptères de ces pratiques agricoles par rapport à des systèmes classiques en labour, ces gains n'ont pas été confrontés à ceux obtenus par des infrastructures agroécologiques. Cependant, au regard des ratios existants i) entre les pratiques testées et le labour conventionnel, et ii) entre des infrastructures agroécologiques et des parcelles agricoles conventionnelles étudiées par Million *et al.* (2015), les gains apportés par les changements de pratiques agricoles semblent nettement plus fort que ceux apportés par les infrastructures agroécologiques pour les chiroptères. Il serait donc intéressant d'implémenter ces changements de pratiques dans un calcul global d'équivalence. Cela permettrait de voir quelle est la surface nécessaire en changement de pratiques agricoles pour obtenir des gains similaires à ceux obtenus par des infrastructures agroécologiques. Cette méthode de calcul de l'équivalence, présentée dans l'article 3 de ce chapitre, présente néanmoins l'inconvénient de ne considérer qu'une seule mesure d'accompagnement à la fois. En effet, les ratios d'équivalences finaux ne permettent que la comparaison de la quantité nécessaire d'une mesure donnée pour obtenir un gain écologique équivalent à une autre

mesure. Une amélioration très intéressante consisterait à permettre un panachage de mesures optimisant le gain écologique. Il va en effet de soi que la meilleure des solutions de compensation pour l'ensemble des espèces n'est probablement pas une seule et même mesure, même implantée en grande quantité, mais bien un ensemble de mesures aux quantités distinctes maximisant le gain écologique final. Panacher différentes mesures permet dans le cas de mesures défavorables à certaines espèces d'augmenter la probabilité que cet effet négatif soit atténué par l'effet d'autres mesures plus favorables. Par exemple, la haie peut être défavorable aux espèces de milieu ouvert, le fait de l'associer à des mesures de type bandes enherbées pourra potentiellement être plus bénéfique sur le gain final qu'une seule mesure favorable pour certaines espèces et défavorable pour d'autres. Des types démarches d'optimisation reposant sur les mêmes types de modèles que ceux utilisés dans cette étude existent et constitueraient une amélioration très utile.

Ce chapitre étudiait donc les effets d'infrastructures agroécologiques et de changements de pratiques agricoles sur les oiseaux et les chiroptères. Ces effets peuvent potentiellement servir de mesures d'accompagnement en réponse à l'implantation d'éoliennes, mais ne sont pas dimensionnées à l'impact du projet, comme discuté en introduction de ce chapitre. Le chapitre 1 démontre quant à lui qu'une partie de l'impact peut néanmoins être quantifiée, à savoir les pertes de fréquentation d'habitats par répulsion des éoliennes sur les chiroptères, permettant le dimensionnement de mesures de compensation. Les effets négatifs observés sont forts, et concernent également des espèces non sensibles aux collisions, ne faisant donc pas l'objet de mesures dans les études réglementaires, dont une d'entre-elles inscrite à l'annexe II de la Directive Habitats. Les pertes d'habitats occasionnées par la répulsion exercée par les parcs éoliens sur les chiroptères sont donc mesurables. Ainsi en se basant sur l'approche développée dans l'article 2 (résultats de modèles, méthode de calcul), il serait possible de proposer des équivalences écologiques permettant de les compenser. Cette démarche quantifiée permettrait

ainsi la définition de mesures compensatoires au sens strict. Sur la zone étudiée dans cet article 2, la perte moyenne en linéaire de haie est de 2.6 km par éolienne. Ceci représente un linéaire potentiel à compenser nettement plus important que celui obtenu par équivalence à 2 ha de jachère imposé par l'autorité environnementale dans l'article 3, ce dernier étant compris entre 320 et 390 m seulement selon les scénarios. Ainsi, il paraît important de poursuivre des études sur la faisabilité et l'acceptabilité de telles quantités de compensation, pour lesquelles la voie la plus prometteuse semble être une optimisation de l'évitement de l'impact.

Ce type d'impact soulève également d'autres questions d'implantation des mesures dans le paysage, y compris les mesures d'accompagnement décrites dans ce chapitre 2. En effet les doctrines de compensation imposent de compenser au plus près spatialement du site impacté. Or l'article 1 démontre une baisse significative de la fréquentation des habitats par les chiroptères en présence d'éoliennes, et ce à plus de 1000 m. Ceci suggère que dans le cas des projets éoliens, il faudrait ainsi envisager, au contraire de ce qui est proposé par les doctrines de compensation, de ne pas localiser les mesures compensatoires de type haie à proximité immédiate des sites impactés. Il est cependant nécessaire de conduire des études complémentaires précisant la distance jusqu'à laquelle l'effet répulsif des éoliennes se produit, si l'effet est différent selon les périodes de l'année et si celui-ci est de même nature pour l'avifaune.

DISCUSSION GENERALE

1. Le rôle des études et décisions réglementaires dans l'optimisation de l'évitement et de la réduction des impacts de l'éolien

L'évitement

Comme montré dans la première partie de ce manuscrit (Coly et al. 2017), les études réglementaires françaises et notamment les études d'impacts pré-construction présentent plusieurs lacunes telles que l'absence de certaines métadonnées cruciales sur l'effort d'échantillonnage, les méthodologies, les aspects contextuels ainsi que l'hétérogénéité des pratiques et l'absence d'accès aux données brutes. Ce constat est également réalisé au Royaume-Unis par Lintott et al. (2016). La structure réalisant l'étude d'impact a un rôle de conseil vis-à-vis de l'aménageur. La qualité d'une étude d'impacts d'un projet concerne principalement deux niveaux. Le premier correspond au niveau d'exigence imposé à l'étude d'impact. Celui-ci s'est accru avec l'adoption de la loi Grenelle II, via notamment l'élargissement des types de projets concernés, l'obligation de conception globale des projets, la prise en compte du lien santé-environnement, la présence d'un contenu minimal obligatoire, d'un avis préalable de l'autorité compétente, d'une concertation et d'une décision finale par l'autorité compétente (Loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010). Le second niveau concerne l'aménageur. L'étude d'impact est en effet réalisée sous la responsabilité d'un maître d'ouvrage, d'un pétitionnaire ou d'un promoteur, même dans les cas où celui-ci sous-traite à un bureau d'étude la réalisation de l'étude (Lavoux & Féménias 2011). L'aménageur a ainsi l'obligation de considérer les impacts dès la conception du projet lorsque toutes les options sont encore possibles, soulignant l'intérêt dès l'appel d'offre de solliciter les meilleures compétences disponibles et non pas au moment du dépôt d'un dossier d'autorisation par exemple (Lavoux & Féménias 2011). Cependant, la plupart des maîtres

d'ouvrage restent peu conscients de l'importance de cette anticipation et de l'importance de la qualité des études (Lavoux & Féménias 2011). En effet ce sont souvent les aspects économiques qui en définissent les choix, pouvant mener à un évitement insatisfaisant (Lavoux & Féménias 2011).

L'échec d'un évitement d'impacts peut intervenir à plusieurs niveaux :

Soit, dès le départ à l'échelle du site impacté, lors de l'étude d'impact par le bureau d'études.

Soit, après cette étude d'impact, où bien qu'informé des enjeux par la structure réalisant l'étude d'impact, l'aménageur peut décider de maintenir le projet initial, puis l'autorité environnementale peut valider ce choix en autorisant le projet.

Lintott et al. (2016) ont mené une méta-analyse au Royaume-Unis qui conclut que plus l'étude d'impact pré-construction d'un projet éolien décèle un enjeu et plus les suivis post-construction constatent une forte mortalité de chiroptères. Ceci semble suggérer que si l'expertise menée par les bureaux d'études au cours des études pré-construction parvient à identifier les enjeux biodiversité, l'ensemble de la procédure réglementaire (incluant l'aménageur et les services instructeurs), ne parvient pas quant à lui à mettre en œuvre des mesures d'évitement et de réduction suffisamment efficaces face aux enjeux soulevés (Lintott *et al.* 2016).

Si les études d'impacts sont donc capables d'identifier localement les enjeux en termes d'impacts potentiels post-construction (Lintott *et al.* 2016), elles ne permettent pas actuellement en France d'évaluer les impacts cumulés (Coly *et al.* 2017). Dans cette optique, il conviendrait d'être en mesure d'avoir une vision plus globale qui dépasse celle du site. Cette nécessaire évaluation à plus large échelle implique très logiquement d'être en mesure de mutualiser les informations et notamment les données sur les impacts. Cependant, cette mutualisation se heurte inévitablement aux limites des rendus de ces études évoquées dans la partie 1 (Coly *et al.* 2017). Les manques sur la quantification de l'effort d'échantillonnage, la

standardisation des méthodes de collecte et l'accès aux données brutes limitent aujourd'hui les possibilités d'une méta-analyse nationale (Coly *et al.* 2017). Ainsi la mortalité induite par ces projets éoliens est-elle probablement systématique et sous-estimée dans la plupart des cas (Smallwood 2007, 2013, 2017 ; Voigt *et al.* 2012 ; Péron *et al.* 2013 ; Loss *et al.* 2013 ; Lehnert *et al.* 2014 ; Voigt & Kingston 2015). De même, les conséquences sur la dynamique des populations d'une mortalité même faible sont-elles sous-estimées. Ces questions amènent à s'interroger sur la capacité actuelle à respecter avec certitude les objectifs fixés par les lois, notamment dans le cas des demandes de dérogation pour la destruction d'espèces protégées, qui ne sont théoriquement possibles que si le maintien du bon état de conservation des populations n'est pas remis en cause (article 16 de la Directive Habitats 92/43/CEE ; Regnery *et al.* 2013). Les chiroptères présentent en effet des dynamiques les rendant très vulnérables aux pertes d'individus par collision : espèces à cycle de vie plutôt modéré à long, elles présentent de faibles taux de natalité et sont densité-dépendantes via l'effet Allee, donc pour la plupart des espèces, les taux d'accroissements annuels sont naturellement faibles (Kerbirou *et al.* 2015b; Froidevaux *et al.* 2017). Par simulation, il a ainsi même été suggéré qu'à une échelle locale, l'implantation d'éoliennes pouvait suffire à faire chuter les effectifs d'une population jusqu'à l'extinction sur un pas de temps relativement court (Frick *et al.* 2017).

La réduction

En réponses à ces potentiels impacts non évités sur les populations, la réduction doit également être la plus effective possible, dépendant une nouvelle fois des études réglementaires mais également plus largement des connaissances scientifiques. Le manque de métadonnées de type météorologiques (vents, température) et temporelles (phénologie d'activité au cours de la nuit, phénologie annuelle) dans les études (Coly *et al.* 2017), peut conduire à des estimations incomplètes des facteurs pourtant connus pour améliorer l'efficacité de la réduction par bridage (Arnett *et al.* 2011 ; Voigt *et al.* 2015 ; Martin *et al.*

2017). Le bridage consiste en l'arrêt total des éoliennes dans certaines conditions identifiées comme à risque en termes de mortalité. A titre d'exemple, l'arrêt des éoliennes pour des vents inférieurs à 6 m/s couplés à une température supérieure à 9.5°C permet de réduire de 1.5 à 4.5 fois la mortalité en chiroptères (Martin *et al.* 2017). De plus, le fait d'intégrer la température, variable reconnue pour affecter l'activité des chiroptères (O'Donnell 2010), au bridage la nuit au printemps et à l'automne, permet une réduction de la perte économique engendrée de 18%, soit sur une année complète une perte due au bridage d'environ 1% (Martin *et al.* 2017). Cependant, le bridage n'est jamais efficace à 100% (Baerwald *et al.* 2009 ; Arnett *et al.* 2011 ; Martin *et al.* 2017). Tous les parcs éoliens en France ne font pas l'objet de bridage et pour les premières générations d'éoliennes des contraintes techniques fortes semblent limiter la possibilité pour celles-ci d'être bridées. Il n'existe à priori pas de statistiques documentant précisément le bridage mis en place sur les parcs éoliens mais à ma connaissance une majorité des parcs ne serait pas bridés à l'échelle nationale. Plus encore, la qualité variable des études limite les possibilités de mettre en place un bridage contextualisé, c'est-à-dire qui tienne compte des phénologies d'activités locales des chiroptères, tant en termes de variations temporelles que climatiques. En effet, l'activité est connue pour varier fortement selon la température et la couverture nuageuse (O'Donnell 2010 ; Voigt *et al.* 2015 ; Heim *et al.* 2016), et également au cours de l'année avec une variation inter-mensuelle marquée en moyenne par des pics d'activité au printemps et à l'automne (Heim *et al.* 2016).

Même si l'étude d'impact joue un rôle dans la définition des mesures de réduction telles que le bridage, l'étude de suivi post-construction a également vocation à ajuster l'efficacité du bridage de façon rétroactive. En effet, les suivis acoustiques réalisés dans les études post-construction devraient permettre de contrôler l'évolution de la fréquentation du paysage par les chiroptères par comparaison avec les études pré-construction. Une constatation de bouleversements de l'activité en chiroptères suite à la construction des éoliennes pourrait

engendrer une modification de l'exploitation de l'éolienne, par exemple en instaurant un bridage ou en adaptant le bridage en cours. Cependant dans la plupart des cas, la comparaison de l'activité post-construction avec un référentiel hors parc éolien et pré-construction n'est pas possible, ceci principalement pour des problèmes méthodologiques dans la définition des échantillonnages acoustiques. Les limites se situent à plusieurs niveaux. D'une part les données GPS, les métadonnées contextuelles et méthodologiques sont peu transmises par l'étude d'impact (Coly *et al.* 2017), limitant ainsi les possibilités de répliquer parfaitement, lors du suivi post-construction, les mesures sur les sites échantillonnés dans l'étude d'impacts. Ensuite, les études comportent très rarement des sites échantillonnés hors parcs, limitant les possibilités de comparaisons robustes. Enfin, une des principales limites réside dans le manque de standardisation des méthodes acoustiques, du traitement des enregistrements et des modes de restitution des données. Pour ce dernier point, la méthode proposée dans le chapitre 1 peut potentiellement permettre d'objectiver les comparaisons et conclusions dans les études en vue d'adapter la réduction, en plus de permettre un gain de temps de travail pour les structures qui pourrait être réinvesti dans la réflexion relative aux échantillonnages. Un second point important serait donc d'utiliser systématiquement dans les études de suivis post-construction des réplicats de points réalisés durant l'étude d'impact, de standardiser et d'homogénéiser les méthodes acoustiques (et de suivis mortalité), ainsi que les standards de restitution des données. Le format de restitution des données pourrait par exemple suivre celui du Système d'Information sur la Nature et les Paysages présenté à la fin de l'article de Coly *et al.* (2017) en annexe.

Un dernier point loin d'être anecdotique pour améliorer d'une façon générale la capacité des études à préconiser des mesures d'évitement et de réduction efficaces, est l'accès à la littérature scientifique. De mon expérience, suite aux échanges que j'ai pu entretenir durant ces trois années, l'information sur les nouvelles études publiées, notamment sur les mesures

de bridage les plus efficaces dans un contexte paysager donné ou encore le positionnement des éoliennes dans le paysage, ne circulent pas suffisamment vers les structures professionnelles réalisant les études. Il semble donc évident dans ce contexte de privatisation de la connaissance scientifique (Murray & Stern 2007) et où la recherche actuellement peine à résoudre la question de la minimisation des impacts, que les structures professionnelles réalisant les études et les services instructeurs, n'ont pas à leur disposition les éléments théoriques nouveaux. Une solution pourrait être de renforcer les liens entre le monde de la recherche et celui de l'expertise, permettant d'assurer une mise à jour de l'état des connaissances. Ce lien existe déjà dans certains projets, notamment lorsque les études font l'objet d'une demande de dérogation pour la destruction d'espèces protégées, où le Conseil National de Protection de la Nature (CNPN) regroupant des experts et scientifiques évalue la recevabilité des projets et oriente souvent les développeurs vers les meilleures solutions connues. Il serait également intéressant d'évaluer quantitativement la proportion de projets qui suivent les avis et recommandations du CNPN. En conclusion, dans le contexte actuel d'une aussi forte incertitude sur les impacts, avec de nombreuses études scientifiques tendant à démontrer que la mortalité par collision avec les éoliennes est systématique, il conviendrait que toutes les études d'impacts futures fassent l'objet à minima de mesures de réduction préventives telles que le bridage.

2. Les pertes d'habitats : conséquences sur le positionnement des éoliennes

Les résultats présentés dans le chapitre 1 montrent que la mortalité n'est pas le seul impact négatif des éoliennes sur les chiroptères. Les éoliennes exercent en effet une répulsion sur les chiroptères, à savoir que les habitats attenants sont moins fréquentés, ce qui rejoint les conclusions des trois études ayant étudié cet aspect (Minderman et al. 2012, 2017 ; Millon et al. 2015). Néanmoins la nouveauté de ce travail est d'étudier la distance de répulsion de

manière précise sur une diversité d'espèces ($n = 12$) et impliquant des éoliennes de tailles normales (84 mètres de hauteur de nacelle en moyenne, contre 6 à 25 m dans les études de Minderman et al. 2012, 2017). La diminution de la fréquentation des habitats (haies dans notre étude) est particulièrement forte et présente jusqu'à 1000 m de l'éolienne, mais s'étendant au-delà (Figure 11a). Cet effet concerne plusieurs espèces dont certaines non sujettes aux collisions (Roemer *et al.* 2017), actuellement peu considérées dans les études réglementaires et dans l'autorisation du permis de construire. Ce résultat montre également que la recommandation EUROBATS préconisant d'installer les éoliennes à plus de 200 m de toutes lisières arborées est très insuffisante, même si celle-ci avait été définie pour réduire la mortalité (Rodrigues *et al.* 2015). Cette recommandation repose sur le constat que l'activité en chiroptères est concentrée sur les lisières arborées et devient anecdotique à une distance de 200 m (Kelm *et al.* 2014). Cette dernière étude repose néanmoins sur une expérimentation hors contexte éolien, qu'il serait nécessaire de répliquer dans un paysage permettant de comparer ce résultat en présence et en absence d'éoliennes. En effet, même si nous montrons dans le chapitre 1 que les éoliennes jouent un rôle répulsif sur les chiroptères à une échelle plutôt paysagère, elles joueraient également un rôle localement attractif occasionnant des événements de mortalité (Cryan *et al.* 2014a). Cependant, même à cette échelle locale et dans ce contexte d'attraction cité précédemment, les comportements d'approches vers l'éolienne sont nettement plus nombreux lorsque l'éolienne est à l'arrêt et ce pour une même vitesse de vent, signifiant que les deux concepts de répulsion et d'attraction coexistent (Cryan *et al.* 2014a). Or ce constat est susceptible de modifier les conclusions de Kelm et al. (2014) qui n'ont pas répliqué leur expérimentation en présence d'éoliennes. Ceci pourrait potentiellement impliquer une distance minimale préconisée par EUROBATS plus importante concernant le risque de collision et d'une façon générale pour l'évitement de pertes d'habitats. Parallèlement à l'expérimentation sur l'impact de l'éolien faisant l'objet de l'article 2 et pour

répondre à ces questions, j'ai mis en place un échantillonnage permettant d'étudier l'effet de l'éloignement aux lisières sur l'activité, comme l'ont fait Kelm et al. (2014), en utilisant systématiquement des paires de sites avec et sans éoliennes. Ceci permettra d'étudier la variation potentielle des résultats obtenus par Kelm et al. (2014) en présence d'éoliennes. Les analyses de données seront conduites à l'issue de la thèse.

Ces impacts en termes de réduction de la fréquentation des habitats sont ainsi probablement fortement sous-estimés actuellement. Non seulement les distances-seuils recommandées entre l'éolienne et les lisières-haies sont très en deçà des distances auxquelles l'activité n'est pas impactée, mais aussi dans la réalité, où comme dans le nord-ouest de la France, près de 90% des éoliennes ne respectent pas les recommandations de 200 m de distance entre l'éolienne et la lisière-haie (montré dans l'article 2 ; Figure 11b). Ce constat reste malheureusement le même lorsque l'on considère seulement les éoliennes construites après 2008, c'est-à-dire après la publication des recommandations EUROBATS (200 m) (Fig. 11b).

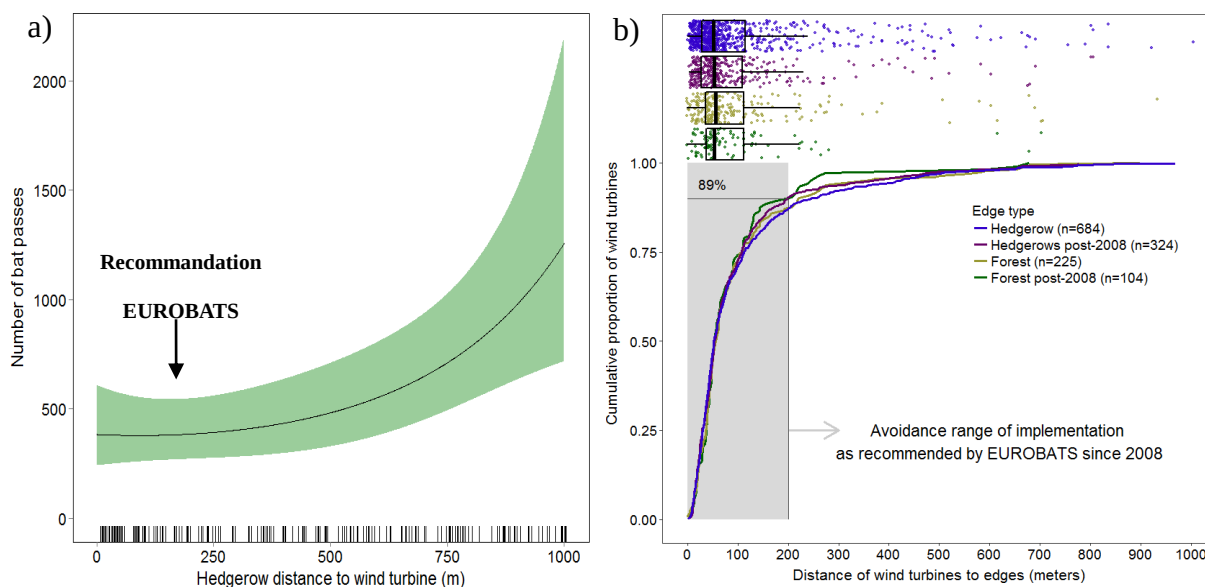


Figure 11. (a) Evolution de l'activité en Pipistrelle commune (nombre de passages) en fonction de la distance à l'éolienne la plus proche. (b) Proportion cumulée des éoliennes installées en régions Bretagne et Pays de la Loire en fonction de leur distance d'implantation aux lisières boisées (forestières et haies) et des périodes avant/après recommandations EUROBATS de 2008 (l'encadré gris montre les distances d'implantations qui devraient être évitées selon les recommandations).

Ces constats tendent à montrer que le filtre, normalement assuré par l'autorité environnementale, est très insuffisamment assuré. Ceci est d'autant plus vrai que plus de 70% des éoliennes sont implantées à moins de 100 m d'une lisière arborée. Ainsi actuellement, nous pouvons constater que les recommandations sont largement méconnues ou ignorées.

Considérer les recommandations EUROBATS ainsi que celles issues de nos travaux (effets dans un rayon minimum de 1000 m) impliquerait en toute logique de rediriger l'éolien vers les zones les moins bocagères (Figure 12), ou bien d'accroître considérablement notre niveau de connaissance sur l'efficacité du bridage ainsi que sa généralisation à tous les projets.

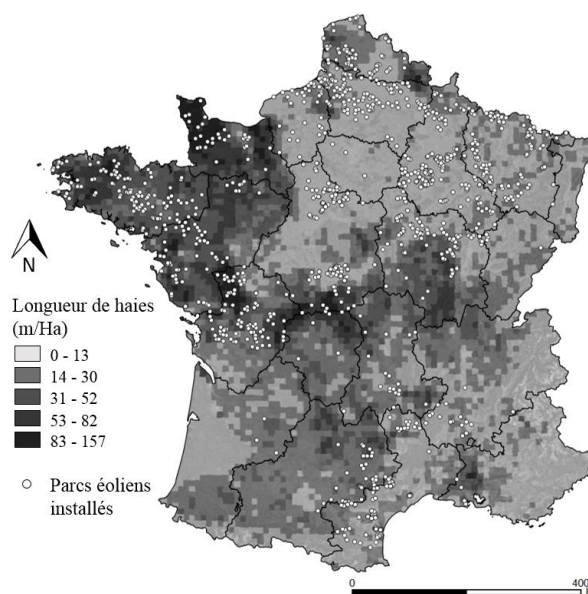


Figure 12. Carte de densité de haies en France et des parcs éoliens installés en 2016.

Si l'objectif était d'éviter le plus possible cet impact, c'est-à-dire implanter les éoliennes à 1000 m au minimum des lisières arborées, en tenant compte des autres contraintes d'implantation comme la distance minimale de 500 m aux habitations, l'étude de sous-ensembles (définis dans l'encadré 4) de cette région, démontre une saturation très nette de l'espace pour l'implantation de nouvelles éoliennes. En effet, lorsqu'on applique ces contraintes d'implantation, l'espace agricole restant et disponible pour implanter des éoliennes est réduit à néant. Cependant ce calcul ne considère que les sous-ensembles de la zone d'étude pour lesquels nous possédions les couches cartographiques nécessaires au calcul (Encadré 4), étant très bocagers, le constat serait donc probablement un peu différent en considérant la région complète.

Ainsi cette partie suggère qu'idéalement les éoliennes devraient être implantées le plus loin possible des lisières, à une distance minimale de 1000 m, qu'il conviendrait de vérifier dans de futures études pour mettre en évidence la distance précise d'impact sur la fréquentation des habitats, à priori située au-delà de 1000 m pour la majorité des espèces de chiroptères. La distance d'implantation pourrait donc jouer le double rôle de minimisation de la mortalité et de la perte d'habitats. Sur la région d'étude de la distance d'impact sur les chiroptères, nous montrons d'une part que l'évitement est absent ou presque, mais aussi qu'il est peu réalisable en zone bocagère si l'objectif est d'éviter les impacts avec des distances aux lisières de 1000 m. Dans un contexte où l'ambition politique reste de poursuivre l'essor de l'éolien pour atteindre l'objectif de 20% d'électricité renouvelable d'ici 2020 en Europe (Directive 2009/28/CE), il semble important d'identifier les zones géographiques où l'implantation d'éoliennes sans impacter la biodiversité n'est plus vraiment possible, qui devront donc soit être évitées, soit faire l'objet d'une réduction et d'une compensation irréprochables (Encadré 4). Cependant ces aspects ont été peu étudiés chez les oiseaux, pour lesquels il semble primordial d'implanter les éoliennes loin de toutes lignes de crêtes pouvant engendrer de la mortalité en période de migration (Erickson *et al.* 2014), et de poursuivre avec études en plaine agricole afin de comprendre les mécanismes qui favorisent la mortalité.

Encadré 4. Espace disponible pour l'installation d'éoliennes dans un sous-ensemble de la zone d'étude en tenant compte des contraintes de biodiversité et de bâti

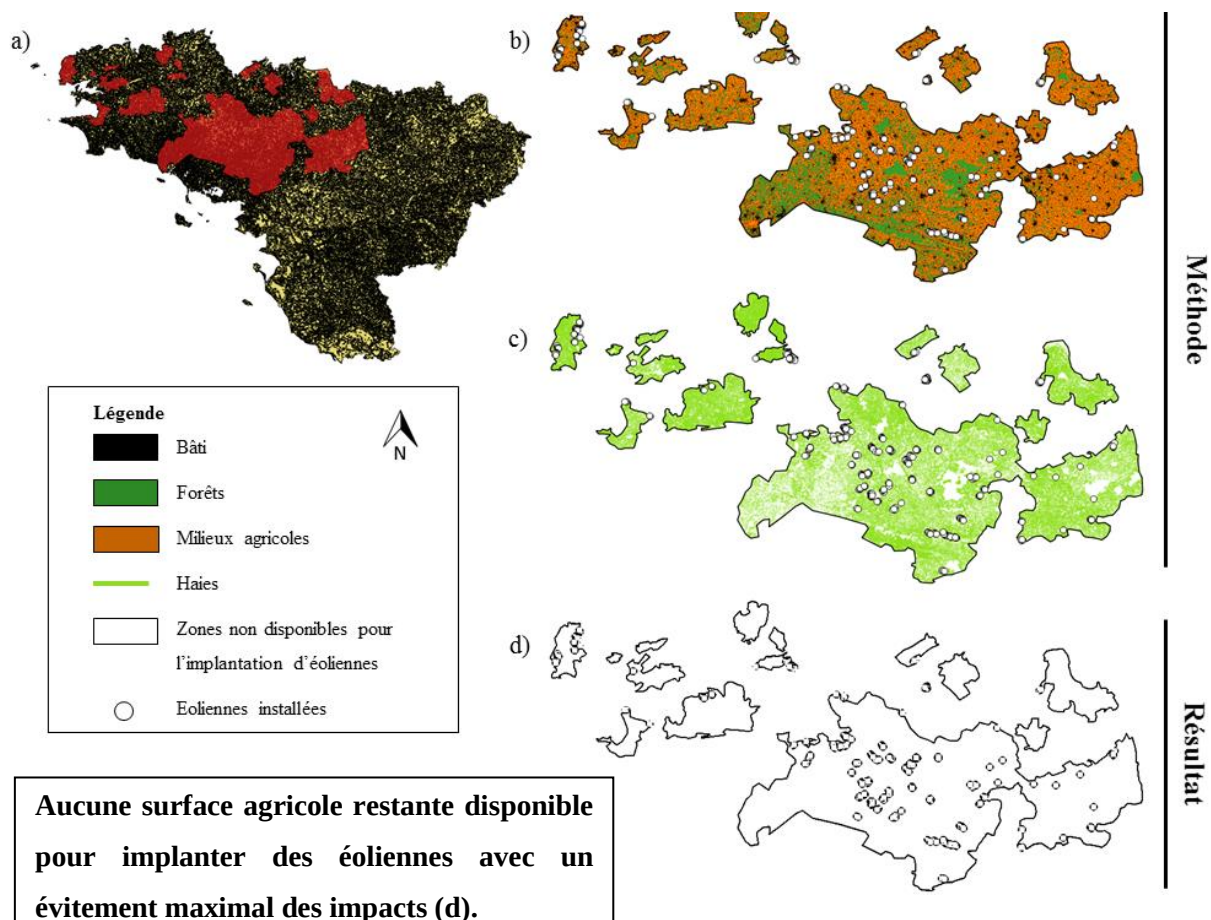
Etape 1. Extraction de l'occupation du sol (a) sur les entités pour lesquelles nous avons suffisamment d'information SIG, notamment la cartographie des haies obtenue grâce à GeoBretagne (cms.geobretagne.fr).

Etape 2. Cartographie de la surface occupée par le milieu agricole potentiellement support d'éoliennes, ainsi que des forêts, de l'urbain (b) et des haies (c).

Etape 3. Création de buffers pour identifier les secteurs à éviter :

- 100 m autour des éoliennes existantes (distance minimale possible) ;
- 500 mètres autour des habitations (loi n° 2010-788 du 12 juillet 2010) ;
- 100 mètres autour de la limite des hautes eaux (loi littoral) ;
- 1000 mètres autour des haies et lisières forestières.

Etape 4. Calcul de la surface disponible pour implanter des éoliennes après un évitement maximum en accord avec nos résultats (implantation à 1000 m au minimum des lisières) (d).



3. Quantifier et compenser les pertes d'habitats générées par les éoliennes

Même si actuellement une partie de l'impact n'est pas compensable au sens strict des textes de la séquence ERC en raison de la difficulté à quantifier la mortalité, le chapitre 1 apporte des éléments pour la quantification de l'autre type d'impact beaucoup plus méconnu, à savoir la perte d'habitats par répulsion. Cependant, considérant la nature de ce dernier, sa compensation n'apparaît pas compatible avec un point de la doctrine française qui consiste à réaliser les mesures à proximité immédiate (le plus proche possible) du site impacté (MEDDE 2012). La compensation devra donc être mise en place en dehors du périmètre d'impact des éoliennes sur l'activité en chiroptères, au minimum à une distance de plus de 1000 m. Se posera alors la question de l'espace disponible pour une compensation en milieu agricole dans les régions comportant déjà de nombreux parcs. Aussi sera-t-il indispensable d'étudier en amont de l'implantation de nouveaux projets la capacité de charge d'un territoire si l'objectif est effectivement un développement le plus respectueux possible de la biodiversité (MEDDE 2012).

Les impacts négatifs présentés dans le chapitre 1, bien que touchant des espèces aux écologies variées et pouvant être ou non sensibles au risque de collision (Roemer *et al.* 2017), sont très variables selon les espèces impactées. Les pertes en termes d'activité de chiroptères et par extension en équivalent de linéaires de haie impactés peuvent donc être très différentes selon l'espèce ou les groupes espèces considérés. Une solution concrète à l'évaluation de cet impact multi-espèce en vue d'une compensation pourrait être de compenser à hauteur de l'impact le plus fort (ici le groupe des espèces glaneuses). Dans ce cas, la compensation devrait aussi considérer les espèces négativement impactées par l'implantation des mesures compensatoires. A titre d'exemple l'implantation de haies comme mesure compensatoire impacte négativement l'Alouette des champs (voir article 3), aussi sera-t-il nécessaire de les compléter par des mesures favorables à ces espèces à hauteur des effets négatifs. L'impact sur

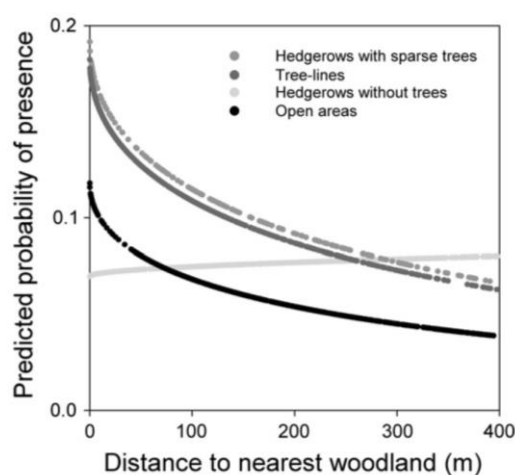
les espèces migratrices est également problématique (Voigt *et al.* 2015, 2016). Une stratégie de compensation sans frontières semble s'imposer mais il reste actuellement impossible, via les outils couramment utilisés dans le cadre des suivis (notamment la méthode acoustique) de connaître l'origine des individus migrants. Une solution ici pourrait consister à mettre en place des gains écologiques sur les zones de provenances et de destinations potentielles des individus faisant l'objet de mortalité (Voigt *et al.* 2012). Cependant les provenances sont très étendues et diverses : par exemple les cadavres de Pipistrelle de nathusius retrouvés sous les éoliennes en Allemagne à l'automne ont d'après les isotopes stables comme provenances les plus probables, la Suède, le sud de la Finlande en passant par l'Estonie et jusqu'à l'ouest et le centre de la Russie (Voigt *et al.* 2012). En effet, les espèces migratrices après avoir reconstituer leurs réserves alimentaires à la sortie de l'hibernation, migrent dès le printemps vers des zones géographiques (par exemple vers le nord-est dans le cas de la Noctule commune en Allemagne) où elles passent l'été, pour ensuite revenir hiberner sur la zone initiale par une deuxième migration en fin d'été et début d'automne (Dechmann *et al.* 2014, 2017). L'apport de gains écologiques en faveur des espèces migratrices pourrait par exemple alimenter le réseau de sites Natura 2000, notamment par le financement de nouvelles actions de restauration, de création ou même d'extension de périmètre. Sous ce raisonnement, les développeurs des projets éoliens impactant l'espèce devraient donc mettre en place des mesures dans les deux aires fréquentées par l'espèce afin que les gains compensatoires couvrent la totalité du cycle biologique. Le problème de la migration ne concerne cependant pas seulement les chiroptères, il est également documenté pour l'avifaune et ce sont à la fois des résidents et/ou des migrants qui sont impactés (Smith & Dwyer 2016). Envisager une compensation sans frontières nécessitera probablement qu'un consortium international s'empare de cette question générale, par exemple EUROBATs pour les chiroptères et l'EBCC (*European Bird Census Council*) pour les oiseaux.

L'impact étudié dans cette partie, à savoir la répulsion exercée par les éoliennes, engendre des pertes d'habitats chez les chiroptères mais aussi très probablement chez les oiseaux. Aussi la compensation des pertes de fréquentation par les chiroptères (via par exemple l'implantation de nouvelles haies) devrait également bénéficier à de nombreuses autres espèces, aboutissant de ce fait à un bilan plutôt positif (excepté dans le cas de certains spécialistes agricoles tels que l'Alouette des champs ; voir article 3).

D'une manière générale (et comme cela est déjà le cas dans les études d'impact), il conviendra cependant de développer une approche multi-espèces, multi-groupes. Etant donné les enjeux associés à l'avifaune (connaissances, valeurs patrimoniales, fonctionnelles, obligations légales) et les impacts déjà identifiés (Shaffer & Buhl 2015 ; Cabrera-Cruz et al. 2016), il semble notamment indispensable d'intégrer ce groupe dans la quantification de cet impact. Certaines espèces d'oiseaux sont en effet connues pour éviter les parcs éoliens sans que les distances aient réellement été quantifiées (Shaffer & Buhl 2015 ; Cabrera-Cruz et al. 2016). Au-delà de l'évitement, la présence d'éoliennes se traduit également par une baisse du succès reproducteur chez le Pygargue à queue blanche (Balotari-Chiebao *et al.* 2016). Ceci est également le cas chez les passereaux chanteurs dont le Rouge gorge, avec un impact négatif sur la territorialité des espèces (Zwart *et al.* 2016), ici encore sans que les distances d'impact n'aient réellement été quantifiées.

De même, il semble judicieux de mieux définir les types de haies concernées par ces mesures de compensation. La haie reste en effet un terme générique englobant différents types de gestion et d'implantation à l'efficacité très variable. Les études réglementaires spécifient rarement où doivent être implantées les haies compensatoires dans une matrice agricole pour maximiser leur efficacité, comment les entretenir en terme de densité, de continuité, de largeur et de hauteur. Or ces caractéristiques influent directement sur la composition des communautés de ces haies et des champs avoisinants. Par exemple, chez les passereaux

agricoles, plus les haies sont hautes et plus le Merle noir et la Linotte mélodieuse sont abondants, ce qui est l'inverse concernant l'Alouette des champs et le Bruant proyer (Hinsley & Bellamy 2000). Par contre, la largeur des haies est toujours associée à une augmentation du nombre d'espèces nicheuses (Hinsley & Bellamy 2000). Egalement, plus la longueur de la haie sera élevée et plus l'abondance et la richesse spécifique le seront, même si cet effet disparaît pour des paysages contenant plus de 17% d'habitats semi-naturels (Batáry, Matthiesen & Tschardt 2010). Le même pattern est observé concernant l'augmentation de la surface boisée sur les exploitations agricoles ou encore de la densité de haies, qui engendrent une augmentation de la richesse spécifique (Fuller *et al.* 2001). Des effets similaires chez les chiroptères sont établis, avec un effet positif de l'augmentation de la



densité de haies et de la quantité de bois sur l'activité (Boughey *et al.* 2011a ; Lacoëuilhe *et al.* 2016). D'une façon générale la densité en arbres affecte positivement la probabilité de présence des chiroptères, cet effet étant positivement associé à la proximité de boisements (Figure 13 ; Boughey *et al.* 2011a).

Figure 13. Effet de la proximité de boisements sur la probabilité de présence de la Pipistrelle pygmée enregistrée sur des haies avec différentes densités d'arbres et sur des secteurs sans haies (extrait de Boughey *et al.* 2011a).

De même, la probabilité de présence de gîtes de reproduction augmente significativement avec la proportion de patches boisés dans le paysage et diminue avec la distance à ces patches (Boughey *et al.* 2011a).

Idéalement les études d'impacts environnementales proposant les mesures de compensation devraient donc définir les cahiers des charges de l'implantation de ces mesures dans le paysage et de leur gestion, afin d'optimiser leurs caractéristiques pour l'avifaune et les

chiroptères et par extension, pour tout autre groupe. Ceci implique de passer dans une situation où ce n'est plus le foncier disponible qui détermine la mesure et ses caractéristiques, mais bien la connaissance des causes de variabilité du gain apporté par la mesure compensatoire/d'accompagnement sur la biodiversité. Cependant le foncier disponible et les aspects d'acceptabilité économique et sociale resteront des paramètres omniprésents. Le chapitre 2 de ce manuscrit propose une approche qui pourrait permettre de remplacer une mesure par une autre. Ceci peut constituer un réel avantage pour éviter une non-compensation ou une compensation longtemps après l'impact, lorsque les mesures compensatoires demandées ne sont pas intégralement implémentées dans le territoire considéré. Comme évoqué précédemment, des situations de blocage pourraient ainsi être évitées par exemple quand la compensation en haies ne peut être réalisée de manière satisfaisante, en compensant par d'autres types d'éléments paysagers grâce à l'utilisation du ratio d'équivalence entre la mesure à remplacer et ses alternatives.

Des réflexions mériteraient enfin d'être menées au sujet des éoliennes ne faisant actuellement pas l'objet de compensation et qui engendrent une perte d'utilisation des habitats par les chiroptères. Par exemple, actuellement dans le grand-ouest de la France ce sont l'équivalent de 2400 km de haies estimés qui sont perdues pour les chiroptères. Cela représente un peu plus que la perte annuelle (1.1%) en haies dans cette région (DRAAF Bretagne 2010). De plus, pour la plupart, ces parcs éoliens ne font pas l'objet de mesures de réduction et pour lesquels une compensation rétroactive serait nécessaire, ou à minima un bridage drastique et sécuritaire pour abaisser au maximum les risques de collisions lorsque l'espace disponible ne permet pas la compensation. En Suisse, l'impact d'anciennes lignes à haute tension est compensé par les nouveaux projets éoliens (*comm. pers.* Raphaël Arlettaz), ceci pourrait également constituer une forme de compensation des anciens parcs n'en faisant pas l'objet.

4. Encourager la mise en place de mesures d'accompagnement et maximiser leurs bénéfices sur la biodiversité

Même si la section précédente démontre qu'un des types d'impacts de l'éolien est compensable, à savoir la perte de fréquentation des habitats par les chiroptères, il reste nécessaire d'encourager en supplément, l'usage systématique de mesures d'accompagnement en réponse à la mortalité potentielle générée. En effet, le principe de précaution formulé pour la première fois en 1992 dans le Principe 15 de la Déclaration de Rio énonce que « *En cas de risque de dommages graves ou irréversibles, l'absence de certitude scientifique absolue ne doit pas servir de prétexte pour remettre à plus tard l'adoption de mesures effectives visant à prévenir la dégradation de l'environnement.* », ensuite repris dans la loi Barnier de 1995 en France. La science met en effet en garde sur l'incertitude de l'évaluation de la mortalité, qui serait probablement systématique et sous-estimée dans la plupart des cas comme déjà évoqué (Smallwood 2007, 2013, 2017 ; Voigt et al. 2012 ; Péron et al. 2013 ; Loss et al. 2013 ; Lehnert et al. 2014 ; Voigt & Kingston 2015). Bien que difficilement quantifiable, certains auteurs affirment que les éoliennes pourraient représenter en Europe la première cause de mortalité des chiroptères (O'Shea *et al.* 2016) et une des principales causes de mortalité pour l'avifaune (Loss, Will & Marra 2015). Chez les chiroptères, la présence d'éoliennes à elle-seule pourrait même affecter la viabilité de certaines populations (Frick *et al.* 2017), sans évoquer les effets cumulatifs avec d'autres types de pressions. Ceci est d'autant plus important que l'usage du sol notamment agricole peut affecter plus fortement la biodiversité que d'autres grandes menaces telles que le réchauffement climatique (Mehr *et al.* 2011), ou des menaces comme l'urbanisation et la pollution lumineuse qui exercent des pressions plus faibles que l'intensification agricole sur les chiroptères (Azam *et al.* 2016). Dans ces conditions nous avons démontré qu'un panel d'infrastructures agroécologiques ainsi que des

changements de pratiques agricoles étaient à même d'apporter d'importants gains écologiques.

Le chapitre 2 expose des propositions de changements de pratiques agricoles précises, mais il convient de les considérer comme faisant partie d'un système complexe. En effet pour exemple, le semi-direct à lui tout seul engendrera la plupart du temps des pertes de rendement en affectant négativement la structure du sol avec de la compaction, une recrudescence de végétation spontanée entrant en concurrence avec la culture ou encore l'augmentation des risques de maladies (Brouder & Gomez-Macpherson 2014). Mais le semi-direct agira aussi positivement sur la disponibilité de l'eau pour la culture par exemple. Le semi-direct engendra également une adaptation de la rotation par l'agriculteur afin de lutter contre les effets néfastes du semi-direct ainsi que plus de résidus de cultures sur la parcelle, tout ceci ayant beaucoup de nouvelles répercussions positives sur les éléments clés du rendement de la culture (Figure 14 ; Brouder & Gomez-Macpherson 2014).

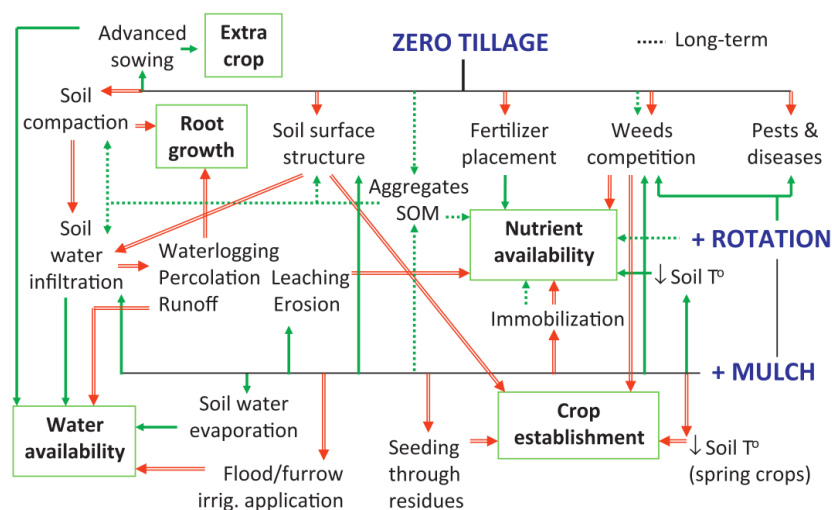


Figure 14. Principaux cheminements par lesquels le passage d'un système conventionnel à l'agriculture de conservation (semi-direct dans ce cas) peu impacter des éléments clés (en gras et encadrés) du rendement des cultures. Les flèches vertes et rouges indiquent respectivement les effets positifs et négatifs sur les paramètres du système influençant eux-mêmes les éléments clés du rendement. Les pointillés indiquent les effets positifs attendus pour n'agir que quelques années après le passage à l'agriculture de conservation (extrait de Brouder et al. 2014).

Les coopératives agricoles admettent par exemple que dans les systèmes en labour conventionnel, la fusariose (*Fusarium Graminearum*), maladie épigée des cultures de maïs, est bien contrôlée par le retournement du sol, enfouissant les résidus de la culture et évitant ainsi la transmission de la maladie à la culture suivante (CA Deux-Sèvres 2013). Or en semi-direct la culture de maïs s'avère intéressante en raison du décalage de son semi sur le mois de mai, laissant une inter-culture longue pour contrôler convenablement la végétation spontanée, notamment à l'automne avec la germination des vulpins. Cependant en semi-direct, l'utilisation du maïs implique souvent pour éviter le risque de transmission de la maladie, d'adapter la rotation (CA Deux-Sèvres 2013; Siou 2013). Le cas classique est une culture de maïs suivie d'une culture de blé, qui dans cette configuration de semi-direct est presque systématiquement contaminée, causant d'importantes pertes de rendements du blé. Une solution empirique pour éviter cette situation consiste par exemple à remplacer la culture de blé par une culture de féverole, non sensible à la fusariose, après la culture de maïs, permettant de casser le cycle de la maladie (CA Deux-Sèvres 2013; Siou 2013). Ainsi au travers de cet exemple, on perçoit que le changement d'un compartiment de pratique agricole tel que le travail du sol peut engendrer une profonde modification des pratiques sous-jacentes au sein des systèmes. Dans leurs versions les plus complexes, à savoir une réduction totale du travail du sol, ces changements nécessitent souvent plusieurs années pour espérer retrouver les mêmes rendements puis les dépasser (Pittelkow *et al.* 2014, 2015). Cependant les versions moins extrêmes de la réduction du travail du sol n'engendrent pas de pertes de rendements, voir engendrent même des gains (Su *et al.* 2007).

Le fonctionnement des systèmes agricoles est donc complexe et une pratique telle que la réduction du travail du sol en engendre d'autres telles que la complexification des rotations, la mise en place de couverts intermédiaires ou l'application supplémentaire d'herbicides. De plus, les rendements peuvent varier pour un même système en fonction du contexte (Boone

1988 ; Lampurlanés et al. 2002). Il convient donc de raisonner au cas par cas pour le passage d'un système conventionnel classique en labour à un système conventionnel en agriculture de conservation. L'objectif sera de minimiser les pertes de rendements et de ne pas affecter la marge des agriculteurs tout en maximisant les effets bénéfiques sur la biodiversité. Ces systèmes offrent à l'agriculteur beaucoup de possibilités différentes de réaliser un non labour ou un semi-direct. En effet le cas classique et le moins exigeant techniquement est une réduction du travail du sol accompagné par une grande augmentation de l'usage d'herbicides. Ceci engendre des effets opposés sur la biodiversité (Flickinger & Pendleton 1994 ; Lokemoen & Beiser 1997 ; Shutler et al. 2000 ; Filippi-Codaccioni et al. 2009) puisque les systèmes en agriculture de conservation utilisant beaucoup d'herbicides ont des effets plus néfastes sur la biodiversité que les systèmes classiques en labour, comme le montre le chapitre 2. A l'inverse, les systèmes utilisant moins d'herbicides mais plus de travail superficiel voir même des couverts herbacés intermédiaires entre les cultures bénéficieront d'une biodiversité nettement meilleure.

Les chiroptères européens ont un régime alimentaire se composant d'arthropodes (Vaughan 1997), de même que l'avifaune agricole en période de reproduction est soit insectivore soit omnivore (consommation de graines et d'arthropodes) (Holland *et al.* 2006). L'intensification du travail du sol et la quantité d'herbicides étant connues pour impacter négativement ces deux composantes des régimes alimentaires (Baldassarre et al. 1983 ; Hoffman et al. 1998 ; Holland & Reynolds 2003 ; Rodríguez et al. 2006 ; Pereira et al. 2007 ; Nichols et al. 2015), les chiroptères et l'avifaune montrent des fortes réactions aux modifications de ces pratiques (voir chapitre 2). Les gains observés sont particulièrement importants et pourraient générer des effets positifs à large échelle si ces changements de pratiques s'avéraient être sécurisés sur un plan économique et concerneraient potentiellement de plus grandes surfaces que celles occupées par les mesures d'accompagnement classiques telles que les haies. Panacher les

mesures restera primordial car même si les gains de biodiversité sont importants avec les changements de pratiques agricoles, les communautés qui en bénéficient ne sont pas tout à fait les mêmes que celles plus inféodées aux bordures de parcelles et aux lisières arborées par exemple (Millon *et al.* 2015).

Nous avons principalement abordé jusqu'ici des changements de pratiques en agriculture conventionnelle, notamment à cause de la croissance lente de l'agriculture biologique, de sa faible proportion à large échelle et de la difficulté pour s'y convertir à partir d'un système conventionnel (Reganold *et al.* 2011). Cependant le gain le plus fort pour les chiroptères présenté dans le chapitre 2 provient du système biologique. Des études démontrent qu'il est possible aujourd'hui de considérablement minimiser les pertes de rendement en agriculture biologique par rapport à un système conventionnel, en diversifiant le système, en complexifiant les rotations et en augmentant les apports azotés (Ponisio *et al.* 2015). Par ailleurs, l'agriculture biologique peut s'avérer économiquement plus profitable que l'agriculture conventionnelle (Crowder & Reganold 2015). Ces travaux soulignent donc que certains changements simples peuvent avoir des conséquences très positives sur la biodiversité dans ces territoires agricoles avec relativement peu de conséquences sur les rendements. En effet, la marge de sécurité aujourd'hui pratiquée sur les pesticides, à savoir qu'une diminution significative de leur utilisation n'aurait pas de conséquences sur les rendements et la marge des agriculteurs (Gaba *et al.* 2016 ; Lechenet *et al.* 2017), offre de réelles opportunités de gains écologiques à large échelle et à défaut à court terme, de leviers efficaces pour une transition de masse vers l'agriculture biologique.

D'autres possibilités prometteuses de gains écologiques existent, telles que l'intérêt d'un couvert herbacé restant en place l'hiver lors d'inter-cultures longues sur des parcelles en non labour et semi-direct. Ceci est déjà obligatoire en Europe par l'implantation d'un Couvert Intermédiaire Piège à Nitrate (CIPAN) ou la repousse de graines de colza après récolte, en

application de la Directive Nitrate (91/676/CEE). Cependant la durée minimale du couvert n'est que de deux mois et la destruction peut être réalisée dès le 15 novembre. Une étude récente menée par Wilcoxon et al. (2018) vient de démontrer, dans des rotations impliquant uniquement des cultures de printemps en non labour et semi-direct, que le semi d'un couvert végétal au moment de la récolte en fin d'été et restant en place jusqu'au semi de la prochaine culture au printemps suivant, améliore très fortement l'indice d'importance pour la conservation des oiseaux (ACS, indice de communauté pondérant l'abondance des espèces par leur statut de conservation) (Wilcoxon et al. 2018). Ce résultat est d'autant plus intéressant que l'effet positif de la présence d'un couvert végétal est constant dans le temps et ce jusqu'à la culture suivante, affectant à la fois les oiseaux migrateurs, les hivernants et les reproducteurs (Figure 15 ; Wilcoxon et al. 2018). Il serait cependant intéressant d'étudier la variation de ces effets avec la complexification du mélange des espèces végétales utilisées pour le semis de ces couverts.

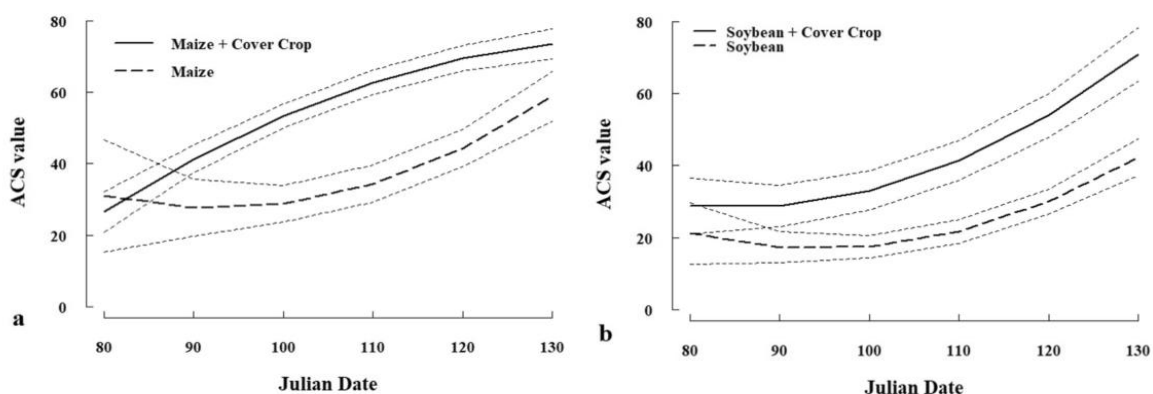


Figure 15. Valeur d'importance pour la conservation des oiseaux (ACS) avec et sans couvert herbacé dans (a) les cultures de maïs et (b) les cultures de Soja au cours du temps (jour Julien 80 = 20 Mars et jour Julien 130 = 9 Mai) (extrait de Wilcoxon et al. 2018).

D'autres voies prometteuses permettent d'améliorer les rendements et de diminuer l'usage de pesticides en augmentant les surfaces d'intérêt écologique (SIE, paiements directs dans le premier pilier de la PAC) (Pywell *et al.* 2015), et en implantant autour des parcelles des

bandes fleuries nectarifères (Gurr *et al.* 2016) tout en augmentant le potentiel d'accueil de la biodiversité sur ces zones.

Les mesures d'accompagnement en milieu agricole visant à produire un gain pour les espèces d'oiseaux et de chiroptères impactées par les éoliennes sont donc diversifiées et augmentent les chances de trouver des mesures acceptables dans un contexte donné. Le développement de mesures d'accompagnement comme vu précédemment, devraient idéalement être généralisé à tous les projets. Cependant, celles-ci ne devraient pas se développer au détriment des SIE et des mesures agro-environnementales (MAE), tous deux ayant pour but au sein de la PAC de stopper l'érosion de la biodiversité. Les SIE et MAE manquent à l'heure actuelle d'efficacité à large échelle car elles sont appliquées sur de trop petites surfaces ou sur des surfaces avec des pratiques agricoles déjà très extensives (Kleijn *et al.* 2006 ; Batary *et al.* 2011). Malgré ce constat, les SIE notamment, peuvent dans certains cas s'avérer positives localement pour beaucoup de taxons lorsqu'elles sont présentes en quantité suffisante dans le paysage (Cormont *et al.* 2016). L'incitation auprès des agriculteurs à mettre en place des mesures d'accompagnement ne doit donc pas compromettre leur volonté à étendre leurs engagements vers les MAE et la proportion qu'occupent les SIE sur leur exploitation. Ceci nécessiterait probablement de planifier en avance les secteurs de développement éolien en les dirigeant vers les entités agricoles faisant le moins l'objet de MAE et de SIE.

5. Implications pour un développement de l'éolien durablement respectueux de la biodiversité

Les travaux sur les distances d'impact des éoliennes sur les chiroptères suggèrent de réelles possibilités de minimisation des impacts. Ils ouvrent par ailleurs des perspectives intéressantes pour une quantification plus effective des impacts et donc pour l'intégration d'équivalences écologiques dans l'évaluation des compensations. Cependant des réflexions territoriales seront à mener avec les acteurs du développement éolien, en raison comme nous avons pu le constater de la saturation de territoires sensibles, notamment bocagers, où l'implantation d'éoliennes sans impacter la biodiversité n'est plus possible. La thèse explore aussi la possibilité de mise en œuvre de mesures que l'on qualifie d'accompagnement en réponse à un impact certain mais non quantifiable actuellement, que constitue la mortalité (Smallwood 2007, 2013, 2017 ; Voigt et al. 2012 ; Péron et al. 2013 ; Loss et al. 2013 ; Lehnert et al. 2014 ; Voigt & Kingston 2015). Ces réflexions ont débouché sur plusieurs possibilités de création de gains écologiques en milieu agricole pour contrebalancer du mieux possible cette mortalité, en attendant que de nouvelles recherches permettent un évitement, une réduction et une compensation plus efficaces des impacts.

Cependant, répondre à de telles questions n'est pas suffisant, il faudra parvenir à étudier, une fois le problème de la quantification de l'impact résolu, les effets cumulatifs entre les parcs éoliens (Roscioni *et al.* 2013) et entre parcs éoliens et autres types de projets. En effet, intégrer les effets cumulatifs des projets impliquera de revoir la façon de concevoir et prendre en compte l'impact à l'échelle du projet. L'application des résultats obtenus durant cette thèse nécessitera également de mobiliser d'autres champs disciplinaires. Les sciences de la gestion et sciences politiques seront indispensables pour redéfinir les ambitions de développement éolien avec une planification intégrant la biodiversité ainsi que l'adaptation des doctrines à ce cas particulier. L'adaptation de la composante juridique sera également importante afin

d'améliorer le respect des règles en vigueur ainsi que l'exigence sur la qualité des études. Des études socio-économiques seront également nécessaires afin d'identifier les leviers d'acceptabilité des mesures de compensation et d'accompagnement en milieu agricole. Se pose enfin la question de l'évolution de la réglementation au regard des avancées de la recherche, pour un développement éolien qui respecte les objectifs d'absence de perte nette de biodiversité. Compte tenu des impacts sur la biodiversité que cause actuellement l'éolien et du manque de projets de recherche visant à évaluer les impacts de la mortalité sur les dynamiques de populations, il semble indispensable de mener une réflexion de fond sur la durabilité au sens biodiversité de cette énergie renouvelable. Par exemple, les éoliennes verticales, environ 90% plus petites, sont attendues pour être nettement moins impactantes pour la faune. De plus elles seraient 50% plus silencieuses et ne nécessiteraient pas d'équipements spécialisés, les rendant ainsi compatibles avec les zones urbaines (Eriksson et al. 2008 ; Hui et al. 2018). Selon une étude récente les personnes enquêtées se disent prêtes à voir s'installer des éoliennes verticales proches de chez elles plus que des éoliennes conventionnelles, y compris en milieu urbain (Hui, Cain & Dabiri 2018). Ce comportement serait par ailleurs motivé par la perspective de tuer beaucoup moins d'oiseaux et de chiroptères pour atteindre une autonomie énergétique renouvelable (Hui, Cain & Dabiri 2018). Ceci amènera à étudier la place que doit occuper l'éolien conventionnel parmi les autres possibilités de production d'énergie renouvelable, dans un contexte de déclin sans précédent des chiroptères et des oiseaux, ainsi que leurs services rendus à l'agriculture mondiale (Whelan et al. 2008 ; Boyles et al. 2011; Maine & Boyles 2015) .

REFERENCES

A

- Adams, A.M., Jantzen, M.K., Hamilton, R.M. & Fenton, M.B. (2012) Do you hear what I hear? Implications of detector selection for acoustic monitoring of bats. *Methods in Ecology and Evolution*, 3, 992–998.
- Aizen, M.A., Garibaldi, L.A., Cunningham, S.A. & Klein, A.M. (2009) How much does agriculture depend on pollinators? Lessons from long-term trends in crop production. *Annals of Botany*, 103, 1579–1588.
- Arbuthnott, D. & Brigham, R.M. (2007) The influence of a local temperature inversion on the foraging behaviour of big brown bats, *Eptesicus fuscus*. *Acta Chiropterologica*, 9, 193–201.
- Arnett, E.B., Baerwald, E.F., Mathews, F., Rodrigues, L., Rodriguez-Durán, A., Rydell, J., Villegas-Patraca, R. & Voigt, C. (2016) Impacts of wind energy development on bats: a global perspective. *Bats in the Anthropocene: conservation of bats in a changing world* (C. Voigt and T. Kingston, eds.) pp. 295–323. Springer International Publishing AG, Cham, Switzerland.
- Arnett, E.B., Huso, M.M.P., Schirmacher, M.R. & Hayes, J.P. (2011) Altering turbine speed reduces bat mortality at wind-energy facilities. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9, 209–214.
- Azam, C., Le Viol, I., Julien, J.F., Bas, Y. & Kerbiriou, C. (2016) Disentangling the relative effect of light pollution, impervious surfaces and intensive agriculture on bat activity with a national-scale monitoring program. *Landscape Ecology*, 31, 2471–2483.

B

- Baerwald, E.F. & Barclay, R.M.R. (2011) Patterns of activity and fatality of migratory bats at a wind energy facility in Alberta, Canada. *Journal of Wildlife Management*, 75, 1103–1114.
- Baerwald, E.F., D'Amours, G.H., Klug, B.J. & Barclay, R.M.R. (2008) Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. *Current biology*, 18, R695-6.
- Baerwald, E.F., Edworthy, J., Holder, M. & Barclay, R.M.R. (2009) A Large-Scale Mitigation Experiment to Reduce Bat Fatalities at Wind Energy Facilities. *Source: The Journal of Wildlife Management*, 73, 1077–1081.
- Baldassarre, G.A., Whyte, R.J., Quinlan, E.E. & Bolen, E.G. (1983) Dynamics and Quality of Waste Corn Available to Postbreeding Waterfowl in Texas. *Wildlife Society Bulletin*, 11, 25–31.

- Balmford, A. & Bond, W. (2005) Trends in the state of nature and their implications for human well-being. *Ecology Letters*, 8, 1218–1234.
- Balotari-Chiebao, F., Brommer, J.E., Niinimäki, T. & Laaksonen, T. (2016) Proximity to wind-power plants reduces the breeding success of the white-tailed eagle. *Animal Conservation*, 19, 265–272.
- Barataud, M. (2015) *Ecologie Acoustique Des Chiroptères d'Europe, Identification Des Espèces, Étude de Leurs Habitats et Comportements de Chasse*, Biotope Ed.
- Barclay, R.M.R., Baerwald, E.F. & Gruver, J.C. (2007) Variation in bat and bird fatalities at wind energy facilities: assessing the effects of rotor size and tower height. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie*, 85, 381–387.
- Bas, Y., Bas, D. & Julien, J. (2017) Tadarida : A Toolbox for Animal Detection on Acoustic Recordings. *Journal of open research software*, 5, 1–8.
- Batary, P., Baldi, A., Kleijn, D. & Tscharntke, T. (2011) Landscape-moderated biodiversity effects of agri-environmental management: a meta-analysis. *Proceedings of the Royal Society B*, 278, 1894–1902.
- Batáry, P., Matthiesen, T. & Tscharntke, T. (2010) Landscape-moderated importance of hedges in conserving farmland bird diversity of organic vs . conventional croplands and grasslands. *Biological Conservation*, 143, 2020–2027.
- Bengtsson, J., Ahnström, J. & Weibull, A. (2005) The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 2005, 42, 261–269.
- Benton, T.G., Bryant, D.M., Cole, L. & Crick, H.Q.P. (2002) Linking agricultural practice to insect and bird populations: A historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology*, 39, 673–687.
- Benton, T.G., Vickery, J.A. & Wilson, J.D. (2003) Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution*, 18, 182–188.
- Blumstein, D.T., Mennill, D.J., Clemins, P., Girod, L., Yao, K., Patricelli, G., Deppe, J.L., Krakauer, A.H., Clark, C., Cortopassi, K.A., Hanser, S.F., Mccowan, B., Ali, A.M. & Kirschel, A.N.G. (2011) Acoustic monitoring in terrestrial environments using microphone arrays: Applications, technological considerations and prospectus. *Journal of Applied Ecology*, 48, 758–767.
- Boone, F.R. (1988) Weather and other environmental factors influencing crop responses to tillage and traffic. *Soil and Tillage Research*, 11, 283–324.
- Boscutti, F., Sigura, M., Gambon, N., Lagazio, C., Krüsi, B.O. & Bonfanti, P. (2014) Conservation Tillage Affects Species Composition But Not Species Diversity: A Comparative Study in Northern Italy. *Environmental Management*, 55, 443–452.
- Boughey, K.L., Lake, I.R., Haysom, K. a. & Dolman, P.M. (2011a) Effects of landscape-scale broadleaved woodland configuration and extent on roost location for six bat species across the UK. *Biological Conservation*, 144, 2300–2310.

- Boughey, K.L., Lake, I.R., Haysom, K. a. & Dolman, P.M. (2011b) Improving the biodiversity benefits of hedgerows: How physical characteristics and the proximity of foraging habitat affect the use of linear features by bats. *Biological Conservation*, 144, 1790–1798.
- Boyles, J.G., Cryan, P.M., McCracken, G.F. & Kunz, T.K. (2011) Economic importance of bats in agriculture. *Science*, 332, 41–42.
- Brook, B.W., Sodhi, N.S. & Bradshaw, C.J.A. (2008) Synergies among extinction drivers under global change. *Trends in Ecology and Evolution*, 23, 453–460.
- Brooks, T.M. (2006) Global Biodiversity Conservation Priorities. *Science*, 313, 58–61.
- Brouder, S.M. & Gomez-Macpherson, H. (2014) The impact of conservation agriculture on smallholder agricultural yields: A scoping review of the evidence. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 187, 11–12.
- Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J.P.W., Almond, 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., Kapos, 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., Stanwell-Smith, 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.

C

- CA Deux-Sèvres. (2013) La Fusariose sur blé, http://grandes-cultures.ecophytopic.fr/sites/default/files/actualites_doc/FTECH_2013_PRA_fusariose.pdf
- Cabrera-Cruz, S.A., Villegas-Patraca, R. & Thompson, D. (2016) Response of migrating raptors to an increasing number of wind farms. *Journal of Applied Ecology*, 53, 1667–1675.
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., A.Wardle, D., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S. & Naeem, S. (2012) Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 489, 326–326.
- Carrete, M., Sánchez-Zapata, J.A., Benítez, J.R., Lobón, M. & Donázar, J.A. (2009) Large scale risk-assessment of wind-farms on population viability of a globally endangered long-lived raptor. *Biological Conservation*, 142, 2954–2961.
- Ceballos, G., Ehrlich, P.R. & Dirzo, R. (2017) Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 201704949.

- Charbonnier, Y., Barbaro, L., Theillout, A. & Jactel, H. (2014) Numerical and functional responses of forest bats to a major insect pest in pine plantations. *PLoS ONE*, 9, 1–8.
- Chiron, F., Chargé, R., Julliard, R., Jiguet, F. & Muratet, A. (2014) Pesticide doses, landscape structure and their relative effects on farmland birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 185, 153–160.
- Coly, R., Barré, K., Gourdain, P., Kerbiriou, C., Marmet, J. & Touroult, J. (2017) Études chiroptérologiques dans les dossiers réglementaires éoliens : disponibilité de l'information et conformité avec les recommandations nationales et européennes. *Natura*, 1–10.
- Cormont, A., Siepel, H., Clement, J., Melman, T.C.P., WallisDeVries, M.F., van Turnhout, C.A.M., Sparrius, L.B., Reemer, M., Biesmeijer, J.C., Berendse, F. & de Snoo, G.R. (2016) Landscape complexity and farmland biodiversity: Evaluating the CAP target on natural elements. *Journal for Nature Conservation*, 30, 19–26.
- Crowder, D.W. & Reganold, J.P. (2015) Financial competitiveness of organic agriculture on a global scale. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112, 7611–7616.
- Cryan, P.M., Gorresen, P.M., Hein, C.D., Schirmacher, M.R., Diehl, R.H., Huso, M.M., Hayman, D.T.S., Fricker, P.D., Bonaccorso, F.J., Johnson, D.H., Heist, K. & Dalton, D.C. (2014a) Behavior of bats at wind turbines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111, 15126–15131.
- Cryan, P.M., Gorresen, P.M., Hein, C.D., Schirmacher, M.R., Diehl, R.H., Huso, M.M., Hayman, D.T.S., Fricker, P.D., Bonaccorso, F.J., Johnson, D.H., Heist, K. & Dalton, D.C. (2014b) Behavior of bats at wind turbines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 1–6.

D

- Dahl, E.L., Bevanger, K., Nygard, T., Roskaft, E. & Stokke, B.G. (2012) Reduced breeding success in white-tailed eagles at Smøla windfarm, western Norway, is caused by mortality and displacement. *Biological Conservation*, 145, 79–85.
- Davidson-Watts, I., Walls, S. & Jones, G. (2006) Differential habitat selection by *Pipistrellus pipistrellus* and *Pipistrellus pygmaeus* identifies distinct conservation needs for cryptic species of echolocating bats. *Biological Conservation*, 133, 118–127.
- Dechmann, D.K.N., Wikelski, M., Ellis-Soto, D., Safi, K. & O'Mara, M.T. (2017) Determinants of spring migration departure decision in a bat. *Biology letters*, 13, 20170395.
- Dechmann, D.K.N., Wikelski, M., Varga, K., Yohannes, E., Fiedler, W., Safi, K., Burkhard, W.D. & O'Mara, M.T. (2014) Tracking post-hibernation behavior and early migration does not reveal the expected sex-differences in a Female-Migrating'' bat. *PLoS ONE*, 9, 1–20.

- Deguines, N., Jono, C., Baude, M., Henry, M., Julliard, R. & Fontaine, C. (2014) Large-scale trade-off between agricultural intensification and crop pollination services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12, 212–217.
- Delpont, W., Kemp, A.C. & Ferguson, J.W.H. (2002) Vocal identification of individual African Wood Owls *Strix woodfordii*: A technique to monitor long-term adult turnover and residency. *Ibis*, 144, 30–39.
- Devictor, V., Godet, L., Julliard, R., Couvet, D. & Jiguet, F. (2007) Can common species benefit from protected areas? *Biological Conservation*, 139, 29–36.
- Devictor, V., Mouillot, D., Meynard, C., Jiguet, F., Thuiller, W. & Mouquet, N. (2010) Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: The need for integrative conservation strategies in a changing world. *Ecology Letters*, 13, 1030–1040.
- Diffendorfer, J.E., Beston, J.A., Merrill, M.D., Stanton, J.C., Corum, M.D., Loss, S.R., Thogmartin, W.E. Johnson, D.H., Erickson, R.A. & Heist, K.W. (2015) Preliminary Methodology to Assess the National and Regional Impact of U.S. wind Energy Development on Birds and Bats.
- Donald, P.F., Gree, R.E. & Heath, M.F. (2001) Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc. R. Soc. B*, 268, 25–29.
- DRAAF Bretagne. (2010) Résultats de l'enquête régionale sur les haies en 2008, http://draaf.bretagne.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/Enquete_haies-2008_cle8d299e-1.pdf
- Duelli, P. & Obrist, M.K. (1998) In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. *Biodiversity and Conservation*, 7, 297–309.
- Dupont, H., Gourmelon, F., Rouan, M., Le Viol, I. & Kerbiriou, C. (2016) The contribution of agent-based simulations to conservation management on a Natura 2000 site. *Journal of Environmental Management*, 168, 27–35.

E

- EBCC. (2016) Trends of common birds in Europe, <http://www.ebcc.info/index.php?ID=612>
- Erenstein, O., Sayre, K., Wall, P., Hellin, J. & Dixon, J. (2012) Conservation Agriculture in Maize- and Wheat-Based Systems in the (Sub)tropics: Lessons from Adaptation Initiatives in South Asia, Mexico, and Southern Africa. *Journal of Sustainable Agriculture*, 36, 180–206.
- Erickson, W., Strickland, M., Johnson, G. & Kern, J. (2000) Examples of statistical methods to assess risk of impacts to birds from wind plants. National Avian — Wind Power Planning Meeting III pp. 172–182.
- Erickson, W.P., Wolfe, M.M., Bay, K.J., Johnson, D.H. & Gehring, J.L. (2014) A comprehensive analysis of small-passerine fatalities from collision with turbines at wind energy facilities. *PLoS ONE*, 9.

Eriksson, S., Bernhoff, H. & Leijon, M. (2008) Evaluation of different turbine concepts for wind power. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 12, 1419–1434.

Evans, S.C., Shaw, E.M. & Rypstra, A.L. (2010) Exposure to a glyphosate-based herbicide affects agrobiont predatory arthropod behaviour and long-term survival. *Ecotoxicology*, 19, 1249–1257.

F

FAO. (2011) Agricultural area, <http://www.fao.org/faostat/en/#data/EL>

Fasola, M., Rubolini, D., Merli, E., Boncompagni, E. & Bressan, U. (2010) Long-term trends of heron and egret populations in Italy, and the effects of climate, human-induced mortality, and habitat on population dynamics. *Population Ecology*, 52, 59–72.

Field, R.H., Benke, S., Bádonyi, K. & Bradbury, R.B. (2007) Influence of conservation tillage on winter bird use of arable fields in Hungary. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 120, 399–404.

Filippi-Codaccioni, O., Clobert, J. & Julliard, R. (2009) Effects of organic and soil conservation management on specialist bird species. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 129, 140–143.

Fischer, J., Abson, D.J., Butsic, V., Chappell, M.J., Ekroos, J., Hanspach, J., Kuemmerle, T., Smith, H.G. & von Wehrden, H. (2014) Land sparing versus land sharing: Moving forward. *Conservation Letters*, 7, 149–157.

Fischer, J., Brosi, B., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., Goldman, R., Goldstein, J., Lindenmayer, D.B., Manning, A.D., Mooney, H.A., Pejchar, L., Ranganathan, J. & Tallis, H. (2008) Should agricultural policies encourage land sparing or wildlife-friendly farming? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 6, 380–385.

Flickinger, E.L. & Pendleton, G.W. (1994) Bird Use of Agricultural Fields under Reduced and Conventional Tillage in the Texas Panhandle. *Wildlife Society Bulletin*, 22, 34–42.

Fox, R. (2013) The decline of moths in Great Britain: A review of possible causes. *Insect Conservation and Diversity*, 6, 5–19.

Frey-Ehrenbold, A., Bontadina, F., Arlettaz, R. & Obrist, M.K. (2013) Landscape connectivity, habitat structure and activity of bat guilds in farmland-dominated matrices. *Journal of Applied Ecology*, 50, 252–261.

Frick, W.F., Baerwald, E.F., Pollock, J.F., Barclay, R.M.R., Szymanski, J.A., Weller, T.J., Russell, A.L., Loeb, S.C., Medellin, R.A. & McGuire, L.P. (2017) Fatalities at wind turbines may threaten population viability of a migratory bat. *Biological Conservation*, 209, 172–177.

Friedrich, T., Derpsch, R. & Kassam, A. (2012) Overview of the global spread of conservation agriculture. *Field Actions Science Reports*, 1–7.

- 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*.
- Froidevaux, J.S.P., Zellweger, F., Bollmann, K. & Obrist, M.K. (2014) Optimizing passive acoustic sampling of bats in forests. *Ecology and Evolution*, 4, 4690–4700.
- Fuentes-Montemayor, E., Goulson, D. & Park, K.J. (2011) Pipistrelle bats and their prey do not benefit from four widely applied agri-environment management prescriptions. *Biological Conservation*, 144, 2233–2246.
- Fuller, R.J., Chamberlain, D.E., Burton, N.H.K. & Gough, S.J. (2001) Distributions of birds in lowland agricultural landscapes of England and Wales : How distinctive are bird communities of hedgerows and woodland ? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 84, 79–92.
- Fuller, R.J., Norton, L.R., Feber, R.E., Johnson, P.J., Chamberlain, D.E., Joys, A.C., Mathews, F., Stuart, R.C., Townsend, M.C., Manley, W.J., Wolfe, M.S., Macdonald, D.W. & Firbank, L.G. (2005) Benefits of organic farming to biodiversity vary among taxa. *Biology letters*, 1, 431–434.

G

- Gaba, S., Gabriel, E., Chadœuf, J., Bonneau, F. & Bretagnolle, V. (2016) Herbicides do not ensure for higher wheat yield, but eliminate rare plant species. *Scientific reports*, 6, 30112.
- Gamero, A., Brotons, L., Brunner, A., Foppen, R., Fornasari, L., Gregory, R.D., Herrando, S., Hořák, D., Jiguet, F., Kmecl, P., Lehtikoinen, A., Lindström, Å., Paquet, J.Y., Reif, J., Sirkä, P.M., Škorpilová, J., van Strien, A., Szép, T., Telenský, T., Teufelbauer, N., Trautmann, S., van Turnhout, C.A.M., Vermouzek, Z., Vikstrøm, T. & Voříšek, P. (2017) Tracking Progress Toward EU Biodiversity Strategy Targets: EU Policy Effects in Preserving its Common Farmland Birds. *Conservation Letters*, 10, 394–401.
- Gardner, T.A., Barlow, J., Araujo, I.S., Ávila-Pires, T.C., Bonaldo, A.B., Costa, J.E., Esposito, M.C., Ferreira, L. V., Hawes, J., Hernandez, M.I.M., Hoogmoed, M.S., Leite, R.N., Lo-Man-Hung, N.F., Malcolm, J.R., Martins, M.B., Mestre, L.A.M., Miranda-Santos, R., Overal, W.L., Parry, L., Peters, S.L., Ribeiro, M.A., Da Silva, M.N.F., Da Silva Motta, C. & Peres, C.A. (2008) The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests. *Ecology Letters*, 11, 139–150.
- Gasc, A., Sueur, J., Pavoine, S., Pellens, R. & Grandcolas, P. (2013) Biodiversity Sampling Using a Global Acoustic Approach: Contrasting Sites with Microendemics in New Caledonia. *PLoS ONE*, 8.
- Gasparatos, A., Doll, C.N.H., Esteban, M., Ahmed, A. & Olang, T.A. (2017) Renewable energy and biodiversity: Implications for transitioning to a Green Economy. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 70, 161–184.

Gaüzère, P., Jiguet, F. & Devictor, V. (2016) Can protected areas mitigate the impacts of climate change on bird's species and communities? *Diversity and Distributions*, 22, 625–637.

Gurr, G.M., Lu, Z., Zheng, X., Xu, H., Zhu, P., Chen, G., Yao, X., Cheng, J., Zhu, Z., Catindig, J.L., Villareal, S., Van Chien, H., Cuong, L.Q., Channoo, C., Chengwattana, N., Lan, L.P., Hai, L.H., Chaiwong, J., Nicol, H.I., Perovic, D.J., Wratten, S.D. & Heong, K.L. (2016) Multi-country evidence that crop diversification promotes ecological intensification of agriculture. *Nature Plants*, 2, 16014.

H

Hayes, J.P. (1997) Temporal Variation in Activity of Bats and the Design of Echolocation-Monitoring Studies. *Journal of Mammalogy*, 78, 514–524.

Heim, O., Schröder, A., Eccard, J., Jung, K. & Voigt, C.C. (2016) Seasonal activity patterns of European bats above intensively used farmland. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 233, 130–139.

Hinsley, S.A. & Bellamy, P.E. (2000) The influence of hedge structure , management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review. *Journal of Environmental Management*, 60, 33–49.

Hobbs, P.R., Sayre, K. & Gupta, R. (2008) The role of conservation agriculture in sustainable agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363, 543–555.

Hoffman, M.L., Owen, M.D.K. & Buhler, D.D. (1998) Effects of crop and weed management on density and vertical distribution of weed seeds in soil. *Agronomy Journal*, 90, 793–799.

Holland, J.M. (2004) The environmental consequences of adopting conservation tillage in Europe: Reviewing the evidence. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 103, 1–25.

Holland, J.M., Hutchison, M.A.S., Smith, B. & Aebischer, N.J. (2006) A review of invertebrates and seed-bearing plants as food for farmland birds in Europe. *Annals of Applied Biology*, 148, 49–71.

Holland, J.M. & Reynolds, C.J.M. (2003) The impact of soil cultivation on arthropod (Coleoptera and Araneae) emergence on arable land. *Pedobiologia*, 47, 181–191.

Holland, J.M., Smith, B.M., Birkett, T.C. & Southway, S. (2012) Farmland bird invertebrate food provision in arable crops. *Annals of Applied Biology*, 160, 66–75.

Holzhaider, J., Kriner, E., Rudolph, B.U. & Zahn, a. (2002) Radio-tracking a Lesser horseshoe bat (*Rhinolophus hipposideros*) in Bavaria: an experiment to locate roosts and foraging sites. *Myotis*, 40, 47–54.

Horn, J.W., Arnett, E.B. & Kunz, T.H. (2008) Behavioral Responses of Bats to Operating Wind Turbines. *Journal of Wildlife Management*, 72, 123–132.

- Hui, I., Cain, B.E. & Dabiri, J.O. (2018) Public receptiveness of vertical axis wind turbines. *Energy Policy*, 112, 258–271.
- Huso, M.M.P. (2011) An estimator of wildlife fatality from observed carcasses. *Environmetrics*, 22, 318–329.
- Huso, M.M.P., Dalthorp, D., DAIL, D. & MADSEN, L. (2014) Estimating wind-turbine caused bird and bat fatality when zero carcasses are observed. *Ecological society of America*.

J

- Jeliazkov, A., Bas, Y., Kerbirou, C., Julien, J.F., Penone, C. & Le Viol, I. (2016) Large-scale semi-automated acoustic monitoring allows to detect temporal decline of bush-crickets. *Global Ecology and Conservation*, 6, 208–218.

K

- Katzner, T.E., Nelson, D.M., Braham, M.A., Doyle, J.M., Fernandez, N.B., Duerr, A.E., Bloom, P.H., Fitzpatrick, M.C., Miller, T.A., Culver, R.C.E., Braswell, L. & DeWoody, J.A. (2017) Golden Eagle fatalities and the continental-scale consequences of local wind-energy generation. *Conservation Biology*, 31, 406–415.
- Kelm, D.H., Lenski, J., Kelm, V., Toelch, U. & Dziok, F. (2014) Seasonal Bat Activity in Relation to Distance to Hedgerows in an Agricultural Landscape in Central Europe and Implications for Wind Energy Development. *Acta Chiropterologica*, 16, 65–73.
- Kerbirou, C., Julien, J.F., Bas, Y., Marmet, J., Viol, I.L.E., Lorrilliere, R., Azam, C., Gasc, A. & Lois, G. (2015a) Vigie-Chiro: 9 ans de suivi des tendances des espèces communes. *Symbioses*, 34 & 35.
- Kerbirou, C., Julien, J.F., Monsarrat, S., Lustrat, P., Haquart, A. & Robert, A. (2015b) 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.
- Kéry, M. & Schmid, H. (2006) Estimating species richness: Calibrating a large avian monitoring programme. *Journal of Applied Ecology*, 43, 101–110.
- Kladivko, E.J. (2001) Tillage systems and soil ecology. *Soil and Tillage Research*, 61, 61–76.
- Kleijn, D., Baquero, R.A., Clough, Y., Díaz, M., De Esteban, J., Fernández, F., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Jöhl, R., Knop, E., Kruess, A., Marshall, E.J.P., Steffan-Dewenter, I., Tscharntke, T., Verhulst, J., West, T.M. & Yela, J.L. (2006) Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters*, 9, 243–254.
- Kleijn, D., Cherkaoui, I., Goedhart, P.W., van der Hout, J. & Lammertsma, D. (2014) Waterbirds increase more rapidly in Ramsar-designated wetlands than in unprotected wetlands. *Journal of Applied Ecology*, 51, 289–298.

- Kleijn, D., Rundlöf, M., Scheper, J., Smith, H.G. & Tscharntke, T. (2011) Does conservation on farmland contribute to halting the biodiversity decline? *Trends in Ecology and Evolution*, 26, 474–481.
- Klein, A.-M., Vaissiere, B.E., Cane, J.H., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C. & Tscharntke, T. (2007) Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 274, 303–313.
- Korner-Nievergelt, F., Brinkmann, R., Niermann, I. & Behr, O. (2013) Estimating bat and bird mortality occurring at wind energy turbines from covariates and carcass searches using mixture models. *PloS one*, 8, e67997.
- Korner-Nievergelt, F., Korner-Nievergelt, P., Behr, O., Niermann, I., Brinkmann, R. & Hellriegel, B. (2011) A new method to determine bird and bat fatality at wind energy turbines from carcass searches. *Wildlife Biology*, 17, 350–363.
- Kunz, T.H., Arnett, E.B., Cooper, B.M., Erickson, W.P., Larkin, R.P., Mabee, T., Morrison, M.L., Strickland, M.D. & Szewczak, J.M. (2007a) Assessing Impacts of Wind-Energy Development on Nocturnally Active Birds and Bats: A Guidance Document. *Journal of Wildlife Management*, 71, 2449–2486.
- Kunz, T.H., Arnett, E.B., Erickson, W.P., Hoar, A.R., Johnson, G.D., Larkin, R.P., Strickland, M.D., Thresher, R.W., Merlin, D. & Tuttle, M.D. (2007b) Ecological impacts of wind energy development on bats: questions, research needs , and hypotheses. *Frontiers in ecology and the environment*, 5, 315–324.

L

- Lacoeuilhe, A., Machon, N., Julien, J.F. & Kerbiriou, C. (2016) Effects of hedgerows on bats and bush crickets at different spatial scales. *Acta Oecologica*, 71, 61–72.
- Lampurlanés, J., Angás, P. & Cantero-Martínez, C. (2002) Tillage effects on water storage during fallow, and on barley root growth and yield in two contrasting soils of the semi-arid Segarra region in Spain. *Soil and Tillage Research*, 65, 207–220.
- Lavoux, T. & Féménias, A. (2011) Compétences et professionnalisation des bureaux d'études au regard de la qualité des études d'impact (évaluations environnementales) - Rapport n°007411-01. , 1–63.
- Lechenet, M., Dessaint, F., Py, G., Makowski, D. & Munier-jolain, N. (2017) Reducing pesticide use while preserving crop productivity and profitability on arable farms. *Nature Plants*, 3.
- Lehnert, L.S., Kramer-Schadt, S., Schönborn, S., Lindecke, O., Niermann, I. & Voigt, C.C. (2014) Wind farm facilities in Germany kill noctule bats from near and far. *PLoS ONE*, 9.
- Lentini, P.E., Bird, T.J., Griffiths, S.R., Godinho, L.N. & Wintle, B.A. (2015) A global synthesis of survival estimates for microbats. *Biology Letters*, 11, 20150371.

- Lintott, P.R., Richardson, S.M., Hosken, D.J., Fensome, S.A., Mathews, F., Wang, S., Wang, S., Arnett, E.B., Baerwald, E.F., Hein, C.D., Gruver, J., Arnett, E.B., Cryan, P.M., Gorresen, P.M., Hein, C.D., Schirmacher, M.R., Diehl, R.H., Huso, M.M., Hayman, D.T.S., Fricker, P.D., Bonaccorso, F.J., Johnson, D.H., al., et, Kunz, T.H., Arnett, E.B., Erickson, W.P., Hoar, A.R., Johnson, G.D., Larkin, R.P., Strickland, M.D., Thresher, R.W., Tuttle, M.D., Glasson, J., Therivel, R., Chadwick, A., Valença, R.B. & Bernard, E. (2016) Ecological impact assessments fail to reduce risk of bat casualties at wind farms. *Current Biology*, 26, R1135–R1136.
- Lokemoen, J.T. & Beiser, J.A. (1997) Bird Use and Nesting in Conventional , Minimum-Tillage and Organic Cropland. *Journal of Wildlife Management*, 61, 644–655.
- Loss, S.R., Will, T. & Marra, P.P. (2013) Estimates of bird collision mortality at wind facilities in the contiguous United States. *Biological Conservation*, 168, 201–209.
- Loss, S.R., Will, T. & Marra, P.P. (2015) Direct Mortality of Birds from Anthropogenic Causes. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 46, 99–120.
- de Lucas, M., Janss, G.F.E., Whitfield, D.P. & Ferrer, M. (2008) Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance. *Journal of Applied Ecology*, 45, 1695–1703.
- Lynch, E., Angeloni, L., Fristrup, K., Joyce, D. & Wittemyer, G. (2013) The use of on-animal acoustical recording devices for studying animal behavior. *Ecology and Evolution*, 3, 2030–2037.

M

- MacSwiney, G.M.C., Clarke, F.M. & Racey, P.A. (2008) What you see is not what you get: The role of ultrasonic detectors in increasing inventory completeness in Neotropical bat assemblages. *Journal of Applied Ecology*, 45, 1364–1371.
- Maine, J.J. & Boyles, J.G. (2015) Bats initiate vital agroecological interactions in corn. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112, 201505413.
- Marques, T.A., Thomas, L., Martin, S.W., Mellinger, D.K., Ward, J.A., Moretti, D.J., Harris, D. & Tyack, P.L. (2013) Estimating animal population density using passive acoustics. *Biological Reviews*, 88, 287–309.
- Martin, C.M., Arnett, E.B., Stevens, R.D. & Wallace, M.C. (2017) Reducing bat fatalities at wind facilities while improving the economic efficiency of operational mitigation. *Journal of Mammalogy*, 98, 378–385.
- Martínez-Abraín, A., Jiménez, J., Gómez, J.A. & Oro, D. (2016) Differential Waterbird Population Dynamics After Long-Term Protection: The Influence of Diet and Habitat Type. *Ardeola*, 63, 79–101.
- Maxwell, S.L., Fuller, R.A., Brooks, T.M. & Watson, J.E.M. (2016) The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*, 536, 146–145.

- McKenney, B.A. & Kiesecker, J.M. (2010) Policy development for biodiversity offsets: A review of offset frameworks. *Environmental Management*, 45, 165–176.
- MEDDE. (2011) L’artificialisation des sols s’opère aux dépens des terres agricoles, http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/fileadmin/documents/Produits_editoriaux/Publications/Le_Point_Sur/2011/Le_point_sur___Sols_V7.pdf
- MEDDE. (2012) Doctrine éviter réduire compenser, <https://www.ecologique-solidaire.gouv.fr/sites/default/files/Doctrine ERC.pdf>
- Mehr, M., Brandl, R., Hothorn, T., Dziock, F., F??rster, B. & M??ller, J. (2011) Land use is more important than climate for species richness and composition of bat assemblages on a regional scale. *Mammalian Biology*, 76, 451–460.
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005) *Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis*.
- Millon, L., Julien, J.-F., Julliard, R. & Kerbiriou, C. (2015) Bat activity in intensively farmed landscapes with wind turbines and offset measures. *Ecological Engineering*, 75, 250–257.
- Minderman, J., Gillis, M.H., Daly, H.F. & Park, K.J. (2017) Landscape-scale effects of single- and multiple small wind turbines on bat activity. *Animal Conservation*, 1–8.
- Minderman, J., Pendlebury, C.J., Pearce-Higgins, J.W. & Park, K.J. (2012) Experimental evidence for the effect of small wind turbine proximity and operation on bird and bat activity. *PloS one*, 7, e41177.
- Murray, F. & Stern, S. (2007) Do formal intellectual property rights hinder the free flow of scientific knowledge?. An empirical test of the anti-commons hypothesis. *Journal of Economic Behavior and Organization*, 63, 648–687.
- Newson, S.E., Evans, H.E. & Gillings, S. (2015) A novel citizen science approach for large-scale standardised monitoring of bat activity and distribution, evaluated in eastern England. *Biological Conservation*, 191, 38–49.
- Ney-nifle, A.M. & Mangel, M. (2000) Habitat Loss and Changes in the Species-Area Relationship. *Conservation Biology*, 14, 893–898.
- Nichols, V., Verhulst, N., Cox, R. & Govaerts, B. (2015) Weed dynamics and conservation agriculture principles: A review. *Field Crops Research*, 183, 56–68.
- Northrup, J.M. & Wittemyer, G. (2013) Characterising the impacts of emerging energy development on wildlife, with an eye towards mitigation. *Ecology Letters*, 16, 112–125.

O

- O’Donnell, C.F.J. (2010) Influence of season, habitat, temperature, and invertebrate availability on nocturnal activity of the New Zealand long-tailed bat (*Chalinolobus tuberculatus*). *New Zealand Journal of Zoology*, 27, 207–221.

O'Shea, T.J., Cryan, P.M., Hayman, D.T.S., Plowright, R.K. & Streicker, D.G. (2016) Multiple mortality events in bats: A global review. *Mammal Review*, 46, 175–190.

Obrist, M.K., Boesch, R. & Fluckiger, P.F. (2004) Variability in echolocation call design of 26 Swiss bat species: consequences, limits and options for automated field identification with a synergetic pattern recognition approach. *Mammalia*, 68, 307–322.

P

Pannell, D.J., Llewellyn, R.S. & Corbeels, M. (2014) The farm-level economics of conservation agriculture for resource-poor farmers. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 187, 52–64.

Pe'er, G., Dicks, L. V., Visconti, P., Arlettaz, R., Báldi, A., Benton, T.G., Collins, S., Dieterich, M., Gregory, R.D., Hartig, F., Henle, K., Hobson, P.R., Kleijn, D., Neumann, R.K., Robijns, T., Schmidt, J., Schwartz, A., Sutherland, W.J., Turbé, A., Wulf, F. & Scott, A. V. (2014) EU agricultural reform fails on biodiversity. *Science*, 344, 1090–1092.

Pellissier, V., Touroult, J., Julliard, R., Sibley, J.P. & Jiguet, F. (2013) Assessing the Natura 2000 network with a common breeding birds survey. *Animal Conservation*, 16, 566–574.

Pereira, J.L., Picanço, M.C., Silva, A.A., Barros, E.C., Xavier, V.M. & Gontijo, P.C. (2007) Effect of herbicides on soil arthropod community of bean cultivated under no-tillage and conventional systems. *Planta Daninha*, 25, 61–69.

Péron, G., Hines, J.E., Nichols, J.D., Kendall, W.L., Peters, K. a. & Mizrahi, D.S. (2013) Estimation of bird and bat mortality at wind-power farms with superpopulation models. *Journal of Applied Ecology*, 50, 902–911.

Peste, F., Paula, A., da Silva, L.P., Bernardino, J., Pereira, P., Mascarenhas, M., Costa, H., Vieira, J., Bastos, C., Fonseca, C. & Pereira, M.J.R. (2015) How to mitigate impacts of wind farms on bats? A review of potential conservation measures in the European context. *Environmental Impact Assessment Review*, 51, 10–22.

Petit, S., Munier-Jolain, N., Bretagnolle, V., Bockstaller, C., Gaba, S., Cordeau, S., Lechenet, M., Mézière, D. & Colbach, N. (2015) Ecological Intensification Through Pesticide Reduction: Weed Control, Weed Biodiversity and Sustainability in Arable Farming. *Environmental Management*, 56, 1078–1090.

Phalan, B., Green, R.E., Dicks, L. V., Dotta, G., Feniuk, C., Lamb, A., Strassburg, B.B.N., Williams, D.R., Ermgassen, E.K.H.J. z. & Balmford, A. (2016) How can higher-yield farming help to spare nature? *Science*, 351, 450–451.

Phalan, B., Onial, M., Balmford, A. & Green, R.E. (2011) Reconciling Food Production and Biodiversity Conservation: Land Sharing and Land Sparing Compared. *Science*, 333, 1289–1291.

- Pittelkow, C.M., Liang, X., Linquist, B.A., van Groenigen, K.J., Lee, J., Lundy, M.E., van Gestel, N., Six, J., Venterea, R.T. & van Kessel, C. (2014) Productivity limits and potentials of the principles of conservation agriculture. *Nature*, 517, 365–368.
- Pittelkow, C.M., Linquist, B.A., Lundy, M.E., Liang, X., van Groenigen, K.J., Lee, J., van Gestel, N., Six, J., Venterea, R.T. & van Kessel, C. (2015) When does no-till yield more? A global meta-analysis. *Field Crops Research*, 183, 156–168.
- Pocock, M.J.O. & Jennings, N. (2008) Testing biotic indicator taxa: The sensitivity of insectivorous mammals and their prey to the intensification of lowland agriculture. *Journal of Applied Ecology*, 45, 151–160.
- Pohl, J., Gabriel, J. & Hübner, G. (2018) Understanding stress effects of wind turbine noise – The integrated approach. *Energy Policy*, 112, 119–128.
- Ponisio, L.C., M'gonigle, L.K., Mace, K.C., Palomino, J., De Valpine, P. & Kremen, C. (2015) Diversification practices reduce organic to conventional yield gap. *Proceedings of the Royal Society B*, 282, 20141396.
- Power, A.G. (2010) Ecosystem services and agriculture: tradeoffs and synergies. *Phil. Trans. R. Soc. B*, 365, 2959–2971.
- Pywell, R.F., Heard, M.S., Woodcock, B.A., Hinsley, S., Ridding, L., Nowakowski, M. & Bullock, J.M. (2015) Wildlife-friendly farming increases crop yield: evidence for ecological intensification. *Proceedings of the Royal Society B*, 282, 20151740.

Q

- Quétier, F. & Lavorel, S. (2011) Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. *Biological Conservation*, 144, 2991–2999.
- Quétier, F., Regnery, B. & Levrel, H. (2014) No net loss of biodiversity or paper offsets? A critical review of the French no net loss policy. *Environmental Science & Policy*, 38, 120–131.

R

- Reganold, J.P., Batie, S.S., Harwood, R.R., Kornegay, J.L., Bucks, D., Flora, C.B., Hanson, J.C., Jury, W.A., Meyer, D., Jr, A.S. & Sehmsdorf, H. (2011) Transforming U.S. Agriculture. *Science*, 332, 9–10.
- Regnery, B., Couvet, D. & Kerbiriou, C. (2013) Offsets and conservation of the species of the EU habitats and birds directives. *Conservation biology*, 27, 1335–43.
- Régnier, C., Achaz, G., Lambert, A., Cowie, R.H., Bouchet, P. & Fontaine, B. (2015) Mass extinction in poorly known taxa. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 112, 7761–7766.
- Rodrigues, L., Bach, L., Dubourg-Savage, M.-J. & Goodwin, J. (2008) Guidelines for Consideration of Bats in Wind Farm Projects.

- Rodrigues, Bach, L., Dubourg-Savage, M., Karapandza, B., Kovac, D., Kervyn, T., Dekker, J., Kepel, A., Bach, P., Collins, J., Harbusch, C., Park, K., Micevski, B. & Minderman, J. (2015) Guidelines for Consideration of Bats in Wind Farm Projects - Revision 2014. Bonn, Germany.
- Rodríguez, E., Fernández-Anero, F.J., Ruiz, P. & Campos, M. (2006) Soil arthropod abundance under conventional and no tillage in a Mediterranean climate. *Soil and Tillage Research*, 85, 229–233.
- Roeleke, M., Blohm, T., Kramer-Schadt, S., Yovel, Y. & Voigt, C.C. (2016) Habitat use of bats in relation to wind turbines revealed by GPS tracking. *Scientific Reports*, 6, 1–9.
- Roemer, C., Disca, T., Coulon, A. & Bas, Y. (2017) Bat flight height monitored from wind masts predicts mortality risk at wind farms. *Biological Conservation*, 215, 116–122.
- Roscioni, F., Russo, D., Di Febbraro, M., Frate, L., Carranza, M.L. & Loy, A. (2013) Regional-scale modelling of the cumulative impact of wind farms on bats. *Biodiversity and Conservation*, 22, 1821–1835.
- Rowse, E.G., Harris, S. & Jones, G. (2016) The switch from low-pressure sodium to light emitting diodes does not affect bat activity at street lights. *PLoS ONE*, 11, 1–14.
- Rudd, M.A. (2011) Scientists' Opinions on the Global Status and Management of Biological Diversity. *Conservation Biology*, 25, 1165–1175.
- Rudel, T.K., Schneider, L., Uriarte, M., Turner, B.L., Defries, R.S., Lawrence, D., Geoghegan, J., Hecht, S., Ickowitz, A., Lambin, E.F., Birkenholtz, T., Baptista, S. & Grau, R. (2009) Agricultural intensification and changes in cultivated areas, 1970–2005. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106, 20675–80.
- Russo, D., Ancillotto, L. & Jones, G. (2017) Bats are still not birds in the digital era : echolocation call variation and why it matters for bat species identification. *Canadian Journal of Zoology*, 1–37.
- Russo, D. & Voigt, C.C. (2016) The use of automated identification of bat echolocation calls in acoustic monitoring: A cautionary note for a sound analysis. *Ecological Indicators*, 66, 598–602.
- Rybicki, J. & Hanski, I. (2013) Species–area relationships and extinctions caused by habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters*, 16, 27–38.
- Rydell, J., Bach, L., Dubourg-Savage, M.-J., Green, M., Rodrigues, L. & Hedenström, A. (2010) Bat Mortality at Wind Turbines in Northwestern Europe. *Acta Chiropterologica*, 12, 261–274.
- Rydell, J., Nyman, S., Eklöf, J., Jones, G. & Russo, D. (2017) Testing the performances of automated identification of bat echolocation calls: A request for prudence. *Ecological Indicators*, 78, 416–420.

S

- Sanderson, F.J., Pople, R.G., Ieronymidou, C., Burfield, I.J., Gregory, R.D., Willis, S.G., Howard, C., Stephens, P.A., Beresford, A.E. & Donald, P.F. (2016) Assessing the Performance of EU Nature Legislation in Protecting Target Bird Species in an Era of Climate Change. *Conservation Letters*, 9, 172–180.
- Shaffer, J.A. & Buhl, D.A. (2015) Effects of wind-energy facilities on breeding grassland bird distributions. *Conservation Biology*, 30, 59–71.
- Shutler, D., Mullie, A. & Clark, R.G. (2000) Bird Communities of Prairie upland and wetlands in relation to farming practices in Saskatchewan. *Conservation Biology*, 14, 1441–1451.
- Siou, D. (2013) Développement Épidémique de La Fusariose Des Épis de Blé et Conséquences Des Interactions Entre Espèces Du Complexe Fusarien. Université Paris Sud - Paris XI.
- Skalak, S.L., Sherwin, R.E. & Brigham, R.M. (2012) Sampling period, size and duration influence measures of bat species richness from acoustic surveys. *Methods in Ecology and Evolution*, 3, 490–502.
- Smallwood, K.S. (2007) Estimating Wind Turbine–Caused Bird Mortality. *Journal of Wildlife Management*, 71, 2781–2791.
- Smallwood, K.S. (2013) Comparing bird and bat fatality-rate estimates among North American wind-energy projects. *Wildlife Society Bulletin*, 37, 19–33.
- Smallwood, K.S. (2017) Long search intervals underestimate bird and bat fatalities caused by wind turbines. *Wildlife Society Bulletin*, 41, 224–230.
- Smith, J.A. & Dwyer, J.F. (2016) Avian interactions with renewable energy infrastructure: An update. *The Condor*, 118, 411–423.
- Stahlschmidt, P. & Brühl, C.A. (2012) Bats as bioindicators - the need of a standardized method for acoustic bat activity surveys. *Methods in Ecology and Evolution*, 3, 503–508.
- Staid, A. & Guikema, S.D. (2013) Statistical analysis of installed wind capacity in the United States. *Energy Policy*, 60, 378–385.
- Su, Z., Zhang, J., Wu, W., Cai, D., Lv, J., Jiang, G., Huang, J., Gao, J., Hartmann, R. & Gabriels, D. (2007) Effects of conservation tillage practices on winter wheat water-use efficiency and crop yield on the Loess Plateau, China. *Agricultural Water Management*, 87, 307–314.

T

- Tamburini, G., De Simone, S., Sigura, M., Boscutti, F. & Marini, L. (2016) Conservation tillage mitigates the negative effect of landscape simplification on biological control. *Journal of Applied Ecology*, 53, 233–241.

- Taylor, R.L., Maxwell, B.D. & Boik, R.J. (2006) Indirect effects of herbicides on bird food resources and beneficial arthropods. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 116, 157–164.
- Teillard, F., Doyen, L., Dross, C., Jiguet, F. & Tichit, M. (2016) Optimal allocations of agricultural intensity reveal win-no loss solutions for food production and biodiversity. *Regional Environmental Change*.
- Teillard, F., Jiguet, F. & Tichit, M. (2015) The response of farmland bird communities to agricultural intensity as influenced by its spatial aggregation. *PLoS ONE*, 10, 1–20.
- Trom, D. (1999) De la réfutation de l'effet NIMBY considéré comme une pratique militante. Notes pour une approche pragmatique de l'activité revendicative. *Revue Française de Science Politique*, 49, 31–50.

V

- VanBeek, K.R., Brawn, J.D. & Ward, M.P. (2014) Does no-till soybean farming provide any benefits for birds? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 185, 59–64.
- Van Zanten, B.T., Verburg, P.H., Espinosa, M., Gomez-Y-Paloma, S., Galimberti, G., Kantelhardt, J., Kapfer, M., Lefebvre, M., Manrique, R., Piore, A., Raggi, M., Schaller, L., Targetti, S., Zasada, I. & Viaggi, D. (2014) European agricultural landscapes, common agricultural policy and ecosystem services: A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 34, 309–325.
- Vaughan, N. (1997) The diets of British bats (Chiroptera). *Mammal Review*, 27, 77–94.
- Voigt, C.C., Frick, W.F., Holderied, M.W., Holland, R., Kerth, G., Mello, M.A.R., Plowright, R.K., Swartz, S. & Yovel, Y. (2017) Principles and Patterns of Bat Movements: From Aerodynamics to Ecology. *The Quarterly Review of Biology*, 92, 267–287.
- Voigt, C.C. & Kingston, T. (2015) Impacts of Wind Energy Development on Bats: A Global Perspective. *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World*, Springer O pp. 1–606. Berlin.
- Voigt, C.C. & Kingston, T. (2016) *Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World*, Springer O. Berlin.
- Voigt, C.C., Lehnert, L.S., Petersons, G., Adorf, F. & Bach, L. (2015) Wildlife and renewable energy: German politics cross migratory bats. *European Journal of Wildlife Research*, 61, 213–219.
- Voigt, C.C., Lindecke, O., Schönborn, S., Kramer-Schadt, S. & Lehmann, D. (2016) Habitat use of migratory bats killed during autumn at wind turbines. *Ecological Applications*, 26, 771–783.
- Voigt, C.C., Popa-Lisseanu, A.G., Niermann, I. & Kramer-Schadt, S. (2012) The catchment area of wind farms for European bats: A plea for international regulations. *Biological Conservation*, 153, 80–86.

W

- Ward, P.S., Bell, A.R., Droppelmann, K. & Benton, T.G. (2018) Land Use Policy Early adoption of conservation agriculture practices : Understanding partial compliance in programs with multiple adoption decisions. *Land Use Policy*, 70, 27–37.
- Watson, J.E.M., Dudley, N., Segan, D.B. & Hockings, M. (2014) The performance and potential of protected areas. *Nature*, 515, 67–73.
- Whelan, C.J., Wenny, D.G. & Marquis, R.J. (2008) Ecosystem services provided by birds. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134, 25–60.
- Wickramasinghe, L.P., Harris, S., Jones, G. & Jennings, N.V. (2004) Abundance and species richness of nocturnal insects on organic and conventional farms: Effects of agricultural intensification on bat foraging. *Conservation Biology*, 18, 1283–1292.
- Wickramasinghe, Harris, Jones & Vaughan. (2003) Bat activity and species richness on organic and conventional farms: impact of agricultural intensification. *Journal of Applied Ecology*, 40, 984–993.
- Wilcoxon, C.A., Walk, J.W. & Ward, M.P. (2018) Use of cover crop fields by migratory and resident birds. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 252, 42–50.
- Wilson, J.D., Morris, A.J., Arroyo, B.E., Clark, S.C. & Bradbury, R.B. (1999) A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 75, 13–30.
- Wimmer, J., Towsey, M., Roe, P. & Williamson, I. (2013) Sampling environmental acoustic recordings to determine bird species richness Sampling environmental acoustic recordings to determine bird species richness. *Ecological Applications*, 23, 1419–1428.

Z

- Zeale, M.R.K., Davidson-Watts, I. & Jones, G. (2012) Home range use and habitat selection by barbastelle bats (*Barbastella barbastellus*): implications for conservation. *Journal of Mammalogy*, 93, 1110–1118.
- Zimmerling, J.R. & Francis, C.M. (2016) Bat mortality due to wind turbines in Canada. *Journal of Wildlife Management*, 80, 1360–1369.
- Zwart, M.C., Dunn, J.C., McGowan, P.J.K. & Whittingham, M.J. (2016) Wind farm noise suppresses territorial defense behavior in a songbird. *Behavioral Ecology*, 27, 101–108.

ANNEXE

Coly R., Barré K., Gourdain P., Kerbiriou C., Marmet J. & Touroult J. (2017) Études chiroptérologiques dans les dossiers réglementaires éoliens : disponibilité de l'information et conformité avec les recommandations nationales et européennes. *Naturae* 3: 1-10.

A photograph of a landscape featuring several white wind turbines. The foreground is a brown, tilled field, and the background is a green field under a cloudy sky. The text is overlaid on the right side of the image.

Études chiroptérologiques dans les dossiers réglementaires éoliens : disponibilité de l'information et conformité avec les recommandations nationales et européennes

Coly R., Barré K., Gourdain P.,
Kerbiriou C., Marmet J. & Touroult J.

DIRECTEUR DE LA PUBLICATION : Bruno David,
Président du Muséum national d'Histoire naturelle

RÉDACTEUR EN CHEF / *EDITOR-IN-CHIEF* : Jean-Philippe Siblet

ASSISTANTS DE RÉDACTION / *ASSISTANT EDITORS* : Sarah Figuet (naturae@mnhn.fr)

MISE EN PAGE / *PAGE LAYOUT* : Sarah Figuet

COMITÉ SCIENTIFIQUE / *SCIENTIFIC BOARD* :

Luc Abbadie (UPMC, Paris)
Luc Barbier (Parc naturel régional des caps et marais d'Opale, Colembert)
Aurélien Besnard (CEFE, Montpellier)
Vincent Boulet (Expert indépendant flore/végétation, Frugières-le-Pin)
Hervé Brustel (École d'ingénieurs de Purpan, Toulouse)
Audrey Coreau (AgroParis Tech, Paris)
Bernard Deceuninck (LPO, Rochefort)
Thierry Dutoit (UMR CNRS IMBE, Avignon)
Éric Feunteun (MNHN, Dinard)
Grégoire Gautier (Parc national des Cévennes, Florac)
Olivier Gilg (Réserves naturelles de France, Dijon)
Frédéric Gosselin (Irstea, Nogent sur Vernisson)
Frédéric Hendoux (MNHN, Paris)
Xavier Houard (OPIE, Guyancourt)
Isabelle Leviol (MNHN, Paris)
Francis Meunier (Conservatoire d'espaces naturels – Picardie, Amiens)
Serge Muller (MNHN, Paris)
Francis Olivereau (DREAL Centre, Orléans)
Laurent Poncet (MNHN, Paris)
Nicolas Poulet (ONEMA, Toulouse)
Jean-Philippe Siblet (MNHN, Paris)
Laurent Tillon (ONF, Paris)
Julien Touroult (MNHN, Paris)

Naturae est une revue publiée par les Publications scientifiques du Muséum, Paris

Naturae is a journal published by the Museum Science Press, Paris

Naturae est distribuée en Open Access sur le site web des Publications scientifiques du Muséum :

<http://www.revue-naturae.fr>

Les Publications scientifiques du Muséum publient aussi :

The Museum Science Press also publish:

European Journal of Taxonomy

Revue électronique / *Electronic journal* – <http://www.europeanjournaloftaxonomy.eu>

Adansonia

Abonnement / *Subscription* 2017 : Institutions / *Institutions* : 71,09 € ; Particuliers / *Individuals* : 35,55 €

Anthropozoologica

Abonnement / *Subscription* 2017 : Institutions / *Institutions* : 52,13 € ; Particuliers / *Individuals* : 26,07 €

Geodiversitas

Abonnement / *Subscription* 2017 : Institutions / *Institutions* : 146,91 € ; Particuliers / *Individuals* : 73,46 €

Zoosystema

Abonnement / *Subscription* 2017 : Institutions / *Institutions* : 146,91 € ; Particuliers / *Individuals* : 73,46 €

Études chiroptérologiques dans les dossiers réglementaires éoliens : disponibilité de l'information et conformité avec les recommandations nationales et européennes

Roger COLY

Muséum national d'Histoire naturelle, UMS2006 Patrimoine naturel,
case postale 41, 57 rue Cuvier, F-75231 Paris cedex 5 (France)
rogercoly@gmail.com

Kevin BARRÉ

Muséum national d'Histoire naturelle, Centre d'Écologie et de Sciences de la Conservation,
UMR7204 MNHN-CNRS, case postale 135, 57 rue Cuvier, F-75231 Paris cedex 5 (France)
kevin.barre@mnhn.fr

Philippe GOURDAIN

Muséum national d'Histoire naturelle, UMS2006 Patrimoine naturel,
case postale 41, 57 rue Cuvier, F-75231 Paris cedex 5 (France)
philippe.gourdain@mnhn.fr

Christian KERBIRIOU

Julie MARMET

Muséum national d'Histoire naturelle, Centre d'Écologie et de Sciences de la Conservation,
UMR7204 MNHN-CNRS, case postale 135, 57 rue Cuvier, F-75231 Paris cedex 5 (France)
kerbiriou@mnhn.fr et jmarmet@mnhn.fr

Julien TOUROULT

Muséum national d'Histoire naturelle, UMS2006 Patrimoine naturel,
case postale 41, 57 rue Cuvier, F-75231 Paris cedex 5 (France)
julien.touroult@mnhn.fr

Publié le 15 février 2017

Coly R., Barré K., Gourdain P., Kerbiriou C., Marmet J. & Touroult J. 2017. — Études chiroptérologiques dans les dossiers réglementaires éoliens : disponibilité de l'information et conformité avec les recommandations nationales et européennes. *Naturae* 3: 1-10.

RÉSUMÉ

Les études réglementaires liées à l'installation des parcs éoliens en France sont constituées d'une étude d'impact environnemental pré-implantation et d'un suivi post-implantation. Si elles ont vocation à évaluer les impacts locaux de ces installations sur la faune et la flore, elles pourraient aussi potentiellement contribuer à une meilleure connaissance des enjeux de conservation globaux. Pour évaluer cela, nous avons collecté des dossiers réglementaires auprès des services instructeurs et mené une analyse sur le volet « Chauve-souris », en se focalisant sur la disponibilité des informations sur la méthode d'inventaire et sur les formats de restitution des données. À partir des dossiers collectés, la grande majorité étant inaccessible, notre étude montre que le faible niveau de documentation des méthodologies et des données d'inventaires limite fortement la possibilité d'exploitation. Ce degré de documentation des métadonnées varie en fonction de la structure ayant conduit l'étude, indépendamment de sa nature. Enfin, sur notre échantillon de 48 dossiers d'études d'impact et 52 dossiers de suivis post-implantation, nous avons mis en évidence que le niveau de documentation des études n'a pas significativement évolué au cours du temps malgré la publication de recommandations techniques et l'évolution de la réglementation. Il paraît donc essentiel d'homogénéiser et d'améliorer les modèles de restitution des données d'inventaires et les méthodes utilisées.

MOTS CLÉS

Chiroptera,
protocoles,
standardisation,
partage de données,
énergie renouvelable,
biodiversité.

ABSTRACT

Bat studies in regulatory reports about onshore wind farms: information availability and compliance with national and European recommendations.

Regulatory studies related to wind farm facilities are constituted of environmental impact studies in pre-implantation step and post-implantation monitoring. The aim of these studies is to assess local impact of these facilities on the flora and fauna, but these studies and their data could also potentially contribute to a better understanding of global conservation issues. To test this, we collected regulatory reports of these studies from administrative services. We then conducted an analysis on the «bat» component, focusing on information availability according to the inventory methods (acoustic point counts, ground records, altitude records, transects and mortality monitoring), assessing the level of documentation, and on the format of data presentation. Concerning collected reports (since August 2011, when studies and availability rules were reinforced in France), only 5.5% (impacts studies) and 6.8% (monitoring) were accessible from French environmental authorities. Our analysis shows that the proportion of reports with a complete level of documentation was 30% for the point count method and for ground records, 60% for altitude records and nothing for others methods. Moreover, the average level of documentation of transects and mortality monitoring is significantly lower than others methods. There is an important organisation effect concerning the level of documentation of methods, but not on the organisation type (public or private sectors, associations). The level of documentation consists in various metadata about context, materials and methods, and sampling design information. However, basic and essential informations concerning some metadata are often missing, such as the duration of acoustic records (this prevents an assessment of the sampling effort). Finally, based on our sample of 48 impact studies and 52 post implantation monitoring reports, we demonstrated that the level of documentation of reports has not progressed significantly over time despite publication of European and French technical guidelines (2008 and 2012, respectively) and despite the evolution of French laws (2011). However, the mortality monitoring is close to significance concerning a progress of level of documentation for before compared to after the evolution of French laws. Our results raise questions about the quality of method used in studies and the reliability of conclusions for the wind farm facilities. We advocate for improved and standardized methods in future studies, as well as the availability of inventory data and their metadata following the SINP (Information System on Nature and Landscapes) model.

KEY WORDS

Chiroptera,
protocols,
standardization,
data sharing,
renewable energy,
biodiversity.

INTRODUCTION

En application des objectifs mondiaux de réduction des gaz à effet de serre définis lors de la Conférence de Kyoto (1997), l'Union européenne a promu le développement des énergies renouvelables. Plus récemment, la Convention-cadre sur les changements climatiques, ratifiée par 195 pays lors de la 21^{ème} session de la conférence des parties (COP21) du 12 décembre 2015 à Paris, vient renforcer le déploiement des énergies renouvelables parmi lesquelles l'éolien occupe une place importante. Dans le monde, entre 2000 et 2012, la capacité installée de production d'énergie éolienne a été multipliée par 15 (Gsänger & Pitteloud 2012). En Europe, ce poste de production énergétique devrait devenir l'un des plus grands contributeurs pour atteindre l'objectif des 20 % d'électricité renouvelable d'ici à 2020 (EUR-Lex 2009; directive 2009/28/CE). Fort de cette dynamique, le nombre de parcs éoliens a fortement augmenté en France. Ces parcs ont toutefois des impacts directs et indirects sur l'environnement (Erickson & West 2002; Rodrigues *et al.* 2008). Les impacts directs sur l'avifaune et les Chiroptères, comme les collisions avec les pales du rotor (Johnson *et al.* 2000; Dürr & Bach 2004) ou les cas de barotraumatisme (Baerwald *et al.* 2008; Horn *et al.* 2008), entraînent des événements de mortalité.

De manière plus indirecte, un parc éolien peut, par exemple, occasionner des déviations de trajectoire de vol d'Oiseaux et de Chiroptères qui cherchent à éviter les parcs, ou encore restreindre leur domaine vital (Winkelman 1989; Phillips 1994; Reichenbach 2002; Millon *et al.* 2015; Schuster *et al.* 2015).

Du fait de connaissances encore lacunaires et fragmentaires, une des particularités des projets éoliens réside dans le fait que leurs impacts sont actuellement peu prévisibles. Il est ainsi impossible pour l'instant de quantifier l'impact d'un futur parc. De même, ces impacts sont continus dans le temps et relativement diffus avec parfois de brefs épisodes de forte mortalité lors de passages migratoires par exemple (Cryan & Brown 2007). D'un point de vue spatial les mortalités peuvent varier très fortement au sein d'une même région (Baerwald & Barclay 2009) et parfois même d'une éolienne à l'autre au sein même d'un parc éolien. Ces éléments rendent l'étude de l'impact très complexe, ainsi que l'application de la réglementation habituelle exigeant l'application de la séquence éviter-réduire-compenser (ERC). Dans un objectif d'une absence de perte nette, c'est notamment la compensation qui pose problème, dans la mesure où celle-ci doit compenser l'impact restant malgré les étapes d'évitement et de réduction, sachant que l'impact est difficilement quantifiable ! L'éolien constitue donc un réel problème dans la prise en compte de la

biodiversité dans l'aménagement du territoire, et face à l'essor de l'énergie éolienne il devient indispensable d'approfondir les études à ce sujet.

Deux décrets (23 août 2011, n°2011-984 et n°2011-985) soumettent les projets éoliens à la législation sur les installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE). Cette réglementation renforce l'obligation pour les développeurs d'effectuer une étude d'impact environnemental (un pré-diagnostic réalisé par une approche large, puis un diagnostic plus précis qui constitue une étude approfondie de l'état initial) et un suivi post-implantation au moins une fois lors des trois premières années de fonctionnement, puis une fois tous les dix ans. Ces études reposent sur l'analyse descriptive et fonctionnelle de différents thèmes environnementaux (e.g. fonctionnalités écologiques du secteur concerné, espaces vitaux nécessaires au maintien des espèces protégées, fonctionnement des écosystèmes concernés) et sur le suivi de la mortalité de la faune volante (MEDDE 2010).

En parallèle de ces nouvelles obligations, concernant les Chiroptères, Eurobats (accord relatif à la Conservation des Populations de Chauves-souris d'Europe) a publié en 2008 (Rodrigues *et al.* 2008), et mis à jour en 2014 (Rodrigues *et al.* 2014), des recommandations européennes pour évaluer les impacts potentiels des éoliennes et pour que les parcs prennent en compte les exigences écologiques des Chiroptères. Ces recommandations s'appuient sur le corpus scientifique disponible lors de leur rédaction. Une déclinaison nationale de ces préconisations techniques a été effectuée en 2012 par le Groupe Chiroptères de la Société Française pour l'Étude et la Protection des Mammifères (SFPEM 2012).

Contrairement aux Oiseaux, nous manquons de connaissances sur la relation Chiroptères-éoliennes, à commencer par la quantification de la mortalité dans un contexte et une saison donnés dû à un fort taux de disparition des cadavres la nuit et une détectabilité très réduite, mais également au sujet des mécanismes d'évitement des parcs éoliens (Millon *et al.* 2015), de l'attraction des éoliennes sur les Chiroptères (Cryan 2008) ainsi que l'influence à plus ou moins grande distance sur la fréquentation des différents habitats attenants.

L'amélioration des connaissances sur cette problématique éolienne et Chauves-souris à plus large échelle pourrait passer par une méta-analyse des données présentes et normalement disponibles dans les dossiers d'études d'impact et de suivis post-implantation. Pour cela, il est nécessaire : 1) de bancariser les données issues de ces études ; et 2) d'associer des métadonnées (protocole utilisé, plan d'échantillonnage mis en œuvre) afin de quantifier les efforts d'échantillonnage, condition *sine qua non* à l'exploitation de ces données. En effet, si l'un des enjeux centraux est actuellement de rendre les données naturalistes mobilisables, l'information sur leurs modalités d'acquisition est déterminante pour connaître leurs champs d'application (Ichter *et al.* 2014).

L'approche centrée sur l'accessibilité aux dossiers réglementaires permet, au-delà de la bancarisation des données et leurs métadonnées, d'estimer le niveau de documentation des dossiers utilisés dans l'avis de recevabilité par l'autorité environnementale concernant les autorisations d'exploitation.

Il est donc également important de veiller à ce que ces autorisations soient délivrées à partir d'études remplissant les critères nécessaires à un jugement le plus pertinent possible, notamment en ce qui concerne la remise en cause ou non de l'état de conservation des espèces de Chiroptères. D'autre part, dans le cadre des suivis post-implantation, il est nécessaire que les méthodes et plans d'échantillonnage mis en œuvre permettent des comparaisons avant-après implantation.

Potentiellement, la mise en commun des informations contenues dans ces nombreuses études devrait également permettre d'aborder des questions comme : quelles sont les principales espèces susceptibles d'être impactées par les parcs éoliens ? Quel est l'impact des éoliennes sur les dynamiques régionales et nationales des populations de Chauves-souris ? Quelles sont les configurations les plus impactantes ? Quelle est la saisonnalité de l'impact ?

Nous proposons donc dans cette étude, un premier audit des données d'inventaires chiroptérologiques collectées dans le cadre d'implantations d'éoliennes, à savoir dans les diagnostics d'étude d'impact et les suivis de mortalité et de populations post-implantation. La démarche s'articule autour de quatre axes de questionnement :

- Quelle est la facilité d'accès aux dossiers ?
- Quel est le niveau de documentation selon les types de dossiers et les protocoles ?
- Quels sont les facteurs qui influencent ce niveau de documentation (maître d'ouvrage, prestataire, publication des recommandations, passage au régime des ICPE) ?
- Quels sont les formats de restitution de données utilisés dans les dossiers ?

MATÉRIEL ET MÉTHODES

PROCÉDURE DE RECUEIL DES DOSSIERS

Les dossiers d'études d'impact et de suivis ont été recueillis entre mars et juin 2015 auprès des Directions régionales de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL), des Directions départementales des Territoires (DDT) et des Unités territoriales (UT). À l'exception de l'Aquitaine, de l'Alsace et de la Corse, dépourvues ou presque d'éoliennes, l'ensemble des DREAL de France métropolitaine a été contacté. Des relances ont été effectuées systématiquement.

GRILLE DE LECTURE DES DOSSIERS

Afin d'évaluer le niveau de documentation des dispositifs de collecte des données, nous avons d'abord procédé à la mise en place d'une grille de lecture sous la forme d'un tableur Excel. Cette grille a été conçue en relation avec le groupe de travail « éolien » de la SFPEM et reprend point par point les préconisations d'Eurobats (Rodrigues *et al.* 2014) et de la SFPEM (2012). Elle regroupe des informations relatives aux métadonnées dans l'étude d'impact comme la date et l'heure d'inventaire, la durée effective, le nombre de points et la hauteur d'écoute ou encore la distance et la vitesse de parcours des transects. Pour les suivis post-implantation, il s'agit de la surface prospectée lors de la recherche de cadavres, le taux

TABLEAU 1. — Synthèse du niveau d'accessibilité (taux de présence de la métadonnée sur l'ensemble des dossiers utilisant ce protocole) aux différentes métadonnées de chaque protocole d'inventaire pour les deux types de dossiers. Les métadonnées ne concernant pas un ou plusieurs protocoles sont notées avec un tiret. Abréviations, types de dossiers : **EIE**, étude d'impact environnemental ; **S**, suivi post-implantation ; métadonnées : **RG**, recherche de gîte ; **PE**, point d'écoute ; **EA**, enregistrement en altitude ; **ES**, enregistrement au sol ; **TR**, transect ; **SM**, suivi de mortalité.

	Types de dossiers					
	EIE	EIE / S				S
	RG n = 29	PE n = 33 / 19	EA n = 8 / 6	ES n = 19 / 4	TR n = 27 / 12	SM n = 28
Protocoles d'inventaires						
Informations contextuelles						
Date et heure d'inventaire	0,56	0,78	1	0,89	0,77	1
Conditions climatiques	0	0,60	0,8	0,84	0,51	0,35
Coordonnées des cadavres	—	—	—	—	—	0
Type de blessure	—	—	—	—	—	0
Phases lunaires	—	0	0	0	0	0,07
Etat de la carcasse	—	—	—	—	—	0,25
Hauteur de la végétation	—	—	—	—	—	0,35
Description de l'occupation du sol	0	0	0	0	0	0,53
Numéro de l'éolienne	—	—	—	—	—	1
Méthodologie et matériel utilisé						
Matériel utilisé	1	1	1	1	1	—
Rayon de recherche	0,48	—	—	—	—	0,88
Hauteur d'écoutes	—	—	1	—	—	—
Vitesse de prospection	—	—	—	—	0,07	0
Distance des transects	—	—	—	—	0	—
Taux de prédation	—	—	—	—	—	0,39
Taux de découverte	—	—	—	—	—	0,39
Distance par rapport au mât	—	—	—	—	—	0,67
Effort d'échantillonnage						
Plan d'échantillonnage	—	0,72	1	0,84	0,31	—
Nombre de points d'écoute/transects/site prospectés	0,31	0,60	1	0,84	0,14	1
Durée des écoutes	—	0,51	0,6	0,36	0,07	—
Nombre de passages	0	0,72	1	0,89	0,77	0
Durée par éolienne	—	—	—	—	—	0,64

de prédation ou encore la distance au mât de l'éolienne... Ces métadonnées permettent ainsi de caractériser le niveau d'information sur les différents protocoles d'étude utilisés dans les dossiers et tout particulièrement d'estimer l'effort d'observation.

Une fois la structure de la grille constituée, l'information contenue dans chaque dossier d'étude d'impact et de suivi post-implantation a été extraite et transcrite dans une table Excel. Cette information a été collectée sous deux formes : l'une dite « brute » (par exemple le nombre de points d'enregistrement au sol, le nombre de nuits d'écoute, etc.) et l'autre codée en présence/absence de l'information dans le dossier. C'est l'analyse de cette information codée en 0/1 qui sera présentée dans cette étude.

ANALYSE DU JEU DE DONNÉES CONSTITUÉ

Tous les protocoles étudiés peuvent être utilisés à la fois dans les dossiers d'études d'impact et dans les suivis post-implantation, excepté la recherche de gîtes et le suivi de mortalité qui ne sont utilisés respectivement que dans les études d'impact et les suivis post-implantation.

Afin d'appréhender la documentation de ces protocoles d'inventaires (enregistrement au sol, enregistrement en altitude, point d'écoute, transect, recherche de gîtes et suivi de mortalité), nous avons mis en place un indice de degré de documentation allant de 0 à 1. Cet indice correspond au rapport entre le nombre de métadonnées mentionnées dans chaque dossier

pour chaque protocole et le nombre total de métadonnées recommandées par le comité Eurobats et la SFPEM pour la description des protocoles d'inventaires (ces métadonnées ainsi que leur niveau d'accessibilité dans les dossiers sont présentés dans le Tableau 1). Plus l'indice tend vers 1 plus le niveau de description est bon. Selon les analyses effectuées l'indice sera décliné à quatre échelles différentes et pour certaines au moyen de moyennes arithmétiques : celle des différentes métadonnées de protocoles, celle des protocoles (enregistrement continu en altitude, enregistrement continu au sol, points d'écoute, transects et suivi de mortalité), celle des types de dossiers tous protocoles confondus (études d'impact et suivis post-implantation) et une globale tous types de dossiers confondus.

Pour cette variable du niveau de documentation par dossier, nous avons étudié son évolution au cours du temps pour l'ensemble des études d'impact et pour l'ensemble des suivis post-implantation (suivi de population et suivi de mortalité). Pour tester cette évolution nous avons utilisé des modèles linéaires généralisés (GLM) avec plusieurs variables temporelles testées indépendamment, à savoir : l'année de l'étude (année), la date de l'étude par rapport à la date de publication des recommandations Eurobats, c'est-à-dire avant 2008 inclus ou à partir de 2009 inclus (avant/après Eurobats), la date de l'étude par rapport à la date de passage des projets éoliens sous la réglementation ICPE à savoir avant le 23 août 2011 ou à partir du 23 août 2011 (avant/après ICPE), et la date de l'étude par rapport aux dates Eurobats et ICPE

TABLEAU 2. — Nombre de dossiers obtenus par type d'étude (études d'impact environnemental et suivis) et nombre de parcs éoliens installés, par région et par période pré ou post-réglementation ICPE. Abréviations : **EIE**, études d'impact environnemental. * Source : http://www.thewindpower.net/country_zones_fr_1_france.php, actualisation novembre 2015

Région	EIE récoltées		Suivis récoltés		Nombre de parcs par région*	
	Avant ICPE	Après ICPE	Avant ICPE	Après ICPE	Avant ICPE	Après ICPE
Alsace	0	0	0	0	1	0
Aquitaine	0	0	0	0	2	0
Auvergne	0	0	0	0	12	14
Basse-Normandie	0	0	0	0	19	16
Bourgogne	0	0	0	0	1	21
Bretagne	0	0	1	1	71	15
Centre	3	2	0	0	63	10
Champagne-Ardenne	2	0	0	0	67	76
Corse	0	0	0	0	0	4
Franche-Comté	0	0	0	0	4	0
Haute-Normandie	0	0	0	0	30	0
Ile-de-France	0	0	0	0	1	1
Languedoc-Roussillon	5	0	0	0	34	40
Limousin	0	0	0	0	4	2
Lorraine	0	0	6	10	67	5
Midi-Pyrénées	7	2	0	2	10	33
Nord-Pas-de-Calais	3	8	0	0	82	0
Pays de la Loire	5	2	10	12	50	19
Picardie	2	5	0	0	100	56
Poitou-Charentes	1	1	0	0	18	33
Provence-Alpes-Côte-d'Azur	0	0	0	0	0	6
Rhône-Alpes	0	0	0	0	16	14
Total	28	20	17	25	652	365

combinées sur les mêmes critères que ceux cités précédemment (avant/après-Eurobats/ICPE). En plus de la variable temporelle testée nous avons intégré dans les GLM l'effet potentiel d'une covariable relative à la structure et au type de structure ayant réalisé l'étude (établissements publics, bureaux d'études et associations).

Enfin, nous avons également étudié les différentes formes de restitution des données d'inventaires : tableaux de données brutes, graphiques et commentaires de résultats.

RÉSULTATS

ACCESSIBILITÉ DES DOSSIERS

Les démarches entreprises pour collecter les dossiers nous ont permis de recueillir 48 dossiers d'études d'impact et 52 dossiers de suivis post-implantation réalisés entre 2004 et 2014 (Tableau 2). Par rapport aux études qui devraient être accessibles car postérieures au passage à la réglementation ICPE, ceci représente 5.5 % des études d'impact et 6.8 % des suivis. Le mode de transmission et d'acquisition des dossiers est variable : par mail (49 % des dossiers), clés USB et CD-ROM (23 %), ou téléchargement en ligne sur les sites internet des DREAL (18 %). Les études disponibles uniquement en version papier ont été consultées sur place (10 %).

Plus de 90 % des dossiers concernant les études réalisées après la mise en place de la réglementation des ICPE, pour lesquelles l'étude d'impact et le suivi sont obligatoires, n'ont pas pu être obtenus (Tableau 2). Cependant la part de dossiers obtenus concernant les études réalisées après l'inscription au régime ICPE est significativement plus importante (Khi2 = 16,8 ;

ddl = 1 ; $p < 0.001$) que celle de dossiers concernant des études antérieures.

NIVEAU DE DOCUMENTATION

Documentation par type de dossier et protocole

Le niveau de documentation moyen pour les études d'impact et les suivis post-implantation est relativement faible, et ne diffère pas entre ces deux types de dossiers (test de Kruskal-Wallis, $n = 115$, $p\text{-value} = 0.44$; Fig. 1). La variabilité est relativement importante entre des structures qui documentent très bien leurs dossiers et d'autres très mal.

Sur l'ensemble des dossiers analysés, la proportion présentant un bon niveau de description (indice = 1) du protocole points d'écoute ($n = 33$) est de 30 %, également de 30 % pour les enregistrements au sol ($n = 19$) et 60 % pour les enregistrements en altitude ($n = 8$). Pour les autres protocoles (transects et suivis de mortalité), aucun dossier ne présente un indice = 1 du fait de l'absence d'information telles que la distance des transects et les coordonnées géographiques des cadavres pour les suivis de mortalité.

Il existe une différence significative dans le niveau de documentation moyen des différents protocoles (test de Kruskal-Wallis, $n = 115$, $p\text{-value} < 0.0001$; Fig. 2). Les protocoles transect acoustique (TR) et suivi de mortalité (SM) font l'objet d'un niveau de documentation significativement moins important (b) que tous les autres protocoles (a). En revanche nous n'observons pas de différence significative entre ces autres protocoles (points d'écoute, enregistrements au sol et en altitude) ainsi qu'entre TR et SM (test de comparaison multiple Kruskal-Wallis, $n = 115$, $p\text{-value} > 0.05$; Fig. 2).

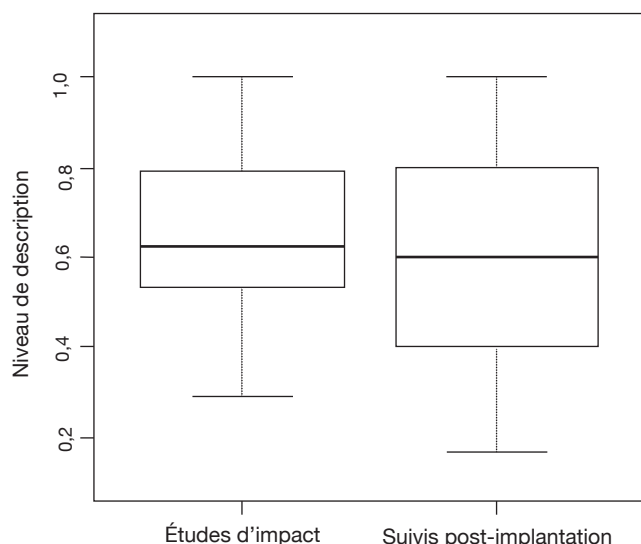


FIG. 1. — Répartition des deux types de dossiers (études d'impact et suivis post-implantation) selon l'indice de description global.

Nous observons une importante hétérogénéité dans le niveau de description des protocoles en fonction de la structure en charge de l'étude. En effet, à titre d'exemple, nous constatons un niveau de description du protocole point d'écoute acoustique dans les études d'impact qui diffère significativement entre sept structures l'ayant utilisé sur plusieurs dossiers réglementaires (test de Kruskal-Wallis, $n = 18$, p -value < 0.05). Parmi ces structures nous observons trois groupes (a, b et c) ayant un niveau de description significativement distinct (test de comparaison multiple Kruskal-Wallis, $n = 18$, p -value < 0.05 , Fig. 3). En revanche le niveau de description de ce protocole ne diffère pas entre les différents développeurs éoliens (test de Kruskal-Wallis, $n = 18$, p -value $= 0.35$).

Analyse détaillée des métadonnées de chaque protocole

À l'exception des indications concernant le type de matériel utilisé, nous notons des lacunes récurrentes pour l'ensemble des autres informations constituant les métadonnées associées aux protocoles (Tableau 1). En particulier, des informations simples et essentielles relatives à l'effort d'échantillonnage, telles que la durée des écoutes acoustiques, sont manquantes dans plus de 50 % des cas. Les suivis de mortalité et les transects acoustiques présentent un nombre plus important d'informations manquantes comparativement aux enregistrements et points d'écoute. Les coordonnées géographiques des cadavres de Chiroptères identifiés, information recommandée dans les guides Eurobats et SFEPM, ne sont présentes dans aucun des 28 dossiers de suivi de mortalité analysés.

Évolution du niveau de documentation des études

Concernant les études d'impact ($n = 48$), aucune amélioration au cours du temps (GLM, *annee* p -value $= 0.72$) ni après recommandations ou passage au régime des ICPE n'a été détectée (GLM, *avantapresEurobats* p -value $= 0.25$; *avantapresICPE* p -value $= 0.92$; *avantapresEurobatsICPE* p -value $= 0.51$). Parmi les autres variables incluses dans

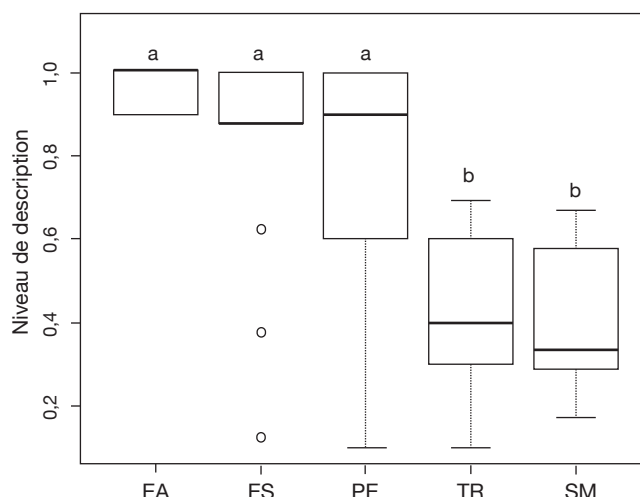


FIG. 2. — Indices du niveau de description des différents protocoles d'études acoustiques et du protocole de suivi de mortalité. Abréviations : **EA**, enregistrement en altitude ; **ES**, enregistrement au sol ; **PE**, points d'écoute ; **TR**, transects ; **SM**, suivi de mortalité.

l'analyse, les résultats indiquent que le niveau de documentation des études est corrélé aux développeurs éoliens concernés (GLM, p -value < 0.05) ainsi qu'aux structures en charge des études (GLM, p -value < 0.01) indépendamment de leur nature (établissements publics, bureaux d'études ou associations). En revanche nous n'avons pas détecté de relation entre les structures et les développeurs éoliens ($\text{Khi}^2 = 595$, $\text{ddl} = 572$, p -value $= 0.25$), signifiant probablement que les développeurs ne font pas systématiquement appel aux mêmes structures pour les études d'impact.

Il en est de même pour les suivis acoustiques post-implantation ($n = 41$) puisqu'aucune amélioration de la description des protocoles n'est observée au cours du temps (GLM, *annee* p -value $= 0.59$; *avantapresEurobats* p -value $= 0.96$; *avantapresICPE* p -value $= 0.84$; *avantapresEurobatsICPE* p -value $= 0.40$). En revanche les modèles indiquent que le niveau de documentation des études est significativement lié aux développeurs (GLM, p -value < 0.0001) ainsi qu'aux structures elles-mêmes (GLM, p -value < 0.001), et leur nature (GLM, p -value < 0.001). Concernant la nature des structures, nous manquons de puissance et de variabilité pour conclure au sujet des dossiers d'établissements publics pour les suivis acoustiques post-implantation ($n = 4$), cependant il ne semble pas exister de différences dans le niveau de description des dossiers entre les bureaux d'études et les associations (test de Tukey, p -value $= 0.99$). Également, il reste difficile de distinguer les effets respectifs des structures et des développeurs puisque ces deux variables sont fortement liées ($\text{Khi}^2 = 465$, $\text{ddl} = 196$, p -value < 0.0001).

Nous n'observons pas non plus d'amélioration du niveau de documentation des suivis de mortalité ($n=28$) dans le temps (GLM, *annee* p -value $= 0.83$; *avantapresEurobats* p -value $= 0.59$; *avantapresICPE* p -value $= 0.053$; *avantapresEurobatsICPE* p -value $= 0.13$), bien qu'il semble y avoir une légère amélioration du niveau de documentation des suivis mortalité après passage sous le régime ICPE.

Le niveau de documentation reste également dépendant des développeurs (GLM, p -value < 0.05) et des structures elles-mêmes indépendamment de leur nature (GLM, p -values < 0.001). De même que pour les suivis acoustiques de populations, il reste difficile de séparer les effets respectifs de ces deux variables puisqu'elles sont une nouvelle fois liées (Khi2 = 185, ddl = 144, p -value < 0.05).

FORMATS DE RESTITUTION DES DONNÉES DANS LES DOSSIERS

En plus du niveau de documentation, l'autre paramètre essentiel pour l'exploitation des dossiers est la présence de données brutes et détaillées ainsi que le mode de restitution (tableaux bruts ou de synthèse, graphiques, commentaires narratifs des résultats). La restitution sous forme de tableaux de données brutes et détaillées pour chaque protocole permettrait de garantir une extraction et une exploitation des données. Cependant, ce mode de restitution n'est actuellement utilisé que dans 20 % des dossiers (parmi lesquels : 10 % d'études d'impact et 90 % de suivis de population post-implantation). Dans le reste des dossiers, seuls des tableaux de synthèse, des représentations graphiques ou une interprétation des résultats sont disponibles. Il est cependant possible que ces données brutes soient bancarisées par les prestataires, voire partagées dans un cadre partenarial (Système d'Information sur la Nature et les Paysages (SINP) régional ou de façon bilatérale avec des associations) mais ceci n'est pas mentionné dans les dossiers et n'est pas actuellement généralisé d'après les contacts que nous avons eus avec les DREAL lors de cette étude.

En ce qui concerne les données de suivis de mortalité, les données brutes (nombre de cadavres), figurent dans 100 % des dossiers. Dans 40 % de ces dossiers, il n'y aucune prise en compte du biais de détectabilité des cadavres, pourtant paramètre clé pour estimer correctement la mortalité (Rodrigues *et al.* 2008).

DISCUSSION ET RECOMMANDATIONS

Cette étude met en évidence : 1) les difficultés d'accès aux dossiers ; 2) les lacunes concernant la présence d'informations relatives aux dispositifs de collecte des données (lacunes non améliorées par la publication des mesures Eurobats et le passage au régime des ICPE) ; ou encore 3) le peu de données brutes directement bancarisables sous leur forme la moins transformée (date/localité/espèce).

DIFFICULTÉS D'ACCÈS AUX DOSSIERS

Tout d'abord, concernant l'accessibilité des dossiers, notre hypothèse de départ était que la réglementation ICPE applicable aux éoliennes depuis août 2011 inciterait les services instructeurs à structurer l'archivage de ces rapports d'études et à les communiquer à toute personne qui en ferait une demande. La recherche systématique des dossiers lors de cette étude montre une très faible accessibilité et des circuits d'accès plus ou moins complexes selon les régions. Ceci est dû à divers facteurs tels que l'inexistence de systèmes

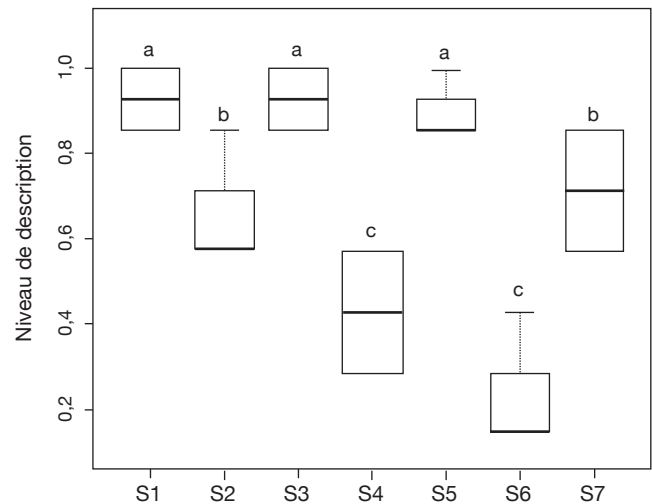


Fig. 3. — Indices du niveau de description du protocole point d'écoute acoustique obtenu pour sept structures (S).

d'archivages efficaces dans les DREAL, à des personnels surchargés qui ne peuvent prendre le temps de répondre à ce genre de sollicitations, à un refus de diffuser l'information malgré les textes qui obligent les administrations à le faire, ou encore à l'indisponibilité de dossiers « anciens » pour cause de destruction régulière ou de perte. Cependant nous avons constaté une accessibilité significativement meilleure pour les dossiers instruits après 2011, bien que le taux reste faible. Ceci pourrait être dû aux exigences plus importantes pour les développeurs éoliens suite au passage à la réglementation ICPE. Les développeurs estimant avoir réalisé de bonnes études ont ainsi probablement fait un effort plus conséquent de mise à disposition des dossiers. Ce sont aussi des dossiers plus récents, qui ont donc moins de risques d'être égarés. D'autres raisons indépendantes de la réglementation ICPE pourraient en être la source telle que la pression montante d'une contestation au sujet des autorisations délivrées et de la fiabilité de la prédiction de l'impact, et du contournement de la loi (qui n'impose la compensation écologique que des impacts avérés et non potentiels), incitant à plus de transparence. En 2015, des avis rendus par la commission d'accès aux documents administratifs (CADA) ont réaffirmé l'obligation de transmettre ces dossiers aux parties prenantes qui les sollicitent (article 311.1 du Code des relations entre le public et l'administration). Des efforts devraient être menés pour favoriser la disponibilité de ces dossiers, par exemple via une centralisation numérique des dossiers récents sur des plateformes accessibles dans les services de l'État, comme c'est déjà le cas dans certaines régions.

Enfin, précisons que la faible disponibilité des dossiers constatée rend l'échantillon sur lequel reposent les analyses statistiques assez faible et hétérogène entre les régions. Il convient ainsi d'être vigilant sur l'interprétation des résultats d'analyses sur une telle taille d'échantillon, ces conclusions seraient donc à confirmer sur un nombre de dossiers plus élevé et représentatif des régions.

LACUNES CONCERNANT LA PRÉSENCE D'INFORMATIONS RELATIVES AUX DISPOSITIFS DE COLLECTE DES DONNÉES

Alors que les recommandations Eurobats (2008) et du Groupe Chiroptères de la SFEPM (2012) précisent les points à documenter dans les études, et que la jurisprudence montre que les insuffisances de documentation des rapports d'études conduisent parfois à la censure des études et à l'annulation des autorisations délivrées aux pétitionnaires par les jugements des tribunaux administratifs, le niveau de description reste modéré et surtout n'a pas évolué significativement dans le temps. En revanche, il varie en fonction des protocoles, des développeurs éoliens et des structures qui réalisent ces études : 1) le niveau moyen de description des transects acoustiques est faible comparé aux autres protocoles. D'après notre expérience, ce résultat pourrait témoigner d'une utilisation de ce protocole comme pré-étude ou qu'il soit considéré comme complémentaire voire redondant aux autres techniques acoustiques. Ainsi cette approche est probablement considérée comme moins importante par la structure réalisant les inventaires, ce qui se répercute dans la documentation associée ; et 2) si certaines structures donnent peu d'informations sur la mise en œuvre de leurs protocoles et limitent ainsi la possibilité d'évaluation de la fiabilité des études, d'autres structures au contraire les documentent systématiquement. Il nous paraît donc important de standardiser une trame de restitution complète et homogène à l'intention de l'ensemble des structures concernées. Néanmoins ces disparités dans les niveaux de documentation sont aussi liées aux développeurs éoliens eux-mêmes, bien qu'il ne soit possible de distinguer les effets respectifs des structures et des développeurs que dans le cas des études d'impact. Nous pouvons ainsi supposer que la qualité du dossier serait aussi en partie liée au développeur qui fixe les termes du contrat avec la structure lors de l'appel d'offre. Nous pouvons donc imaginer que la plupart des structures ne négocient pas les clauses avec des développeurs. Ces manques d'informations dans les dossiers seraient ainsi liés en partie aux structures et en partie aux développeurs. Cependant dans les deux cas, les hypothèses justifiant le manque d'informations qui auraient dû figurer dans les rapports selon les recommandations, pourraient être un volume de travail sous-estimé par les deux parties lors de l'appel d'offre et la réponse à l'appel d'offre, impliquant un rendu insuffisant par manque de temps, ou encore un manque d'informations volontaire pour masquer un effort de prospection insuffisant (durée des écoutes, nombre de points, nombre de passages...) et sujet à contestation. Réglementairement, c'est au développeur qu'incombe la responsabilité du cahier des charges de l'étude. Il doit donc s'approprier *a minima* les éléments composant l'évaluation à conduire en rapport avec son projet et donc, par exemple, imposer dans les clauses un nombre minimum de jours nécessaires. Mais la responsabilité est partagée, car ce sont aux structures en charge de l'étude sur le terrain (bureaux d'étude, associations...) qu'il incombe d'assister le maître d'ouvrage dans la transparence et la traçabilité des différentes étapes (Lavoux & Féménias 2011).

Nous notons cependant un début d'amélioration concernant les suivis de mortalité avec un résultat proche de la significativité. Ceci pourrait s'expliquer notamment par l'obligation de mise à disposition de ces rapports suite au passage à la réglementation ICPE, la mortalité et en particulier la qualité et la fiabilité des recherches de cadavres au sol sous éolienne étant un sujet sensible et largement débattu.

PEU DE DONNÉES BRUTES DIRECTEMENT BANCARISABLES

Bien que la gestion des bases de données et leur partage se développent, la majorité des données brutes relatives aux études éoliennes restent inaccessibles, tant dans les études elles-mêmes que dans le SINP. Cela compromet fortement leur utilisation pour toute nouvelle analyse. Une des recommandations serait de standardiser les modèles de restitution des données et métadonnées d'inventaires et de suivis chiroptérologiques, dans le cadre des standards du SINP. Le standard de données d'occurrence SINP (Jomier *et al.* 2015) y répond déjà en grande partie mais son usage n'est pas encore systématique. La documentation des métadonnées est encore très peu standardisée et des formats standards de données déclinés par protocole restent encore à établir. Le Tableau 3, réalisé pour des données provenant de points d'écoute peut servir d'exemple et être décliné en fonction des protocoles. Ces formats, notamment ceux du SINP, devraient être intégrés dans les clauses des appels d'offre pour les études et exigés par les services instructeurs aux structures réalisant les études afin que celles-ci standardisent leurs données et métadonnées, et les annexent aux dossiers.

CONCLUSION

Les limites constatées dans la documentation des dispositifs de collecte de données chiroptérologiques amènent à s'interroger sur la qualité de la mise en œuvre des protocoles et sur la robustesse des conclusions qui en sont tirées. Avec presque 1000 parcs éoliens répartis sur l'ensemble du territoire français, l'amélioration du niveau de documentation et le partage des données ouvriraient des pistes d'analyse à l'échelle régionale et nationale, échelles pertinentes pour mesurer les impacts cumulés et les stratégies d'implantations optimales. Plusieurs régions ont entamé des démarches dans le sens de la mise à disposition des études et du partage des données issues de ces études, qui devront être consolidées pour arriver à cet objectif. Les potentialités offertes par une amélioration de la description des métadonnées dans les dossiers réglementaires constituent donc un enjeu majeur pour atteindre l'objectif de superposition d'une fonction de production d'énergie sur le territoire et de maintien des populations de Chiroptères. Une centralisation systématique et régulière dans le temps des dossiers et la bancarisation pérenne de leurs données brutes selon le format SINP, ainsi qu'une accessibilité pour les organismes de recherche et autres parties prenantes de

TABLEAU 3. — Exemple de tableau standard de données thématique pour les points d'écoute. **X** et **Y** : coordonnées géographiques Lambert 93 - EPGS : 2154.

Métadonnées							Données			
Date	Conditions météorologiques	Heure : début/fin	N° point d'écoute	X	Y	Type d'habitat	Matériels	Espèces	Nombre de contacts	Activité
07/08/15	T°C/vent/pluie	20h-20h10	1	X (L93)	Y (L93)	1	Ex : D240X	Pipistrelle commune	(n)	Ex : transit
		20h15-20h25	2	X (L93)	Y (L93)	2	Ex : D240X	Barbastelle d'Europe	(n)	Ex : chasse
								Petit Murin	(n)	Ex : transit
	T°C/vent/pluie	Début-fin	(n)	X (L93)	Y (L93)	(n)	(x) détecteur	(x) Sp	(x) contacts	Activité

ces sujets, seraient une manière efficace de répondre à ces enjeux. De plus, l'enjeu de ces améliorations pourrait se situer au niveau de la compensation écologique des impacts de l'éolien sur les Chiroptères, en inscrivant mieux ces projets dans la démarche ERC, trop souvent inappliquée ou bien de manière hasardeuse (Peste *et al.* 2015), ne permettant pas de juger de l'efficacité des mesures. Ces éléments pourraient constituer les prochains axes de recherche lorsque les facteurs de blocage soulevés par notre étude auront été levés. Ceci se justifie d'autant plus dans un contexte actuel où des espèces de milieu ouvert particulièrement sujettes aux collisions avec les éoliennes voient leurs abondances chuter depuis 10 ans (Kerbirou *et al.* 2015) sans que les causes soient réellement identifiées.

Remerciements

Nous tenons à remercier Mme Gaëlle Legall (Chef du pôle infrastructure, DREAL Lorraine), Mme Nathalie Propier (Chargée de mission, DREAL Midi-Pyrénées), Mme Muriel Faurre, Mme Myriam Le Neillon, Mme Françoise Sarrazin (DREAL Pays de la Loire), M. Martial Makloufi, M. Francis Oliveau (DREAL Centre-Val de Loire), M. Luis De Sousa (Chargé de mission, DREAL Languedoc-Roussillon), M. Pascal de Saint Vaast (Inspecteur des installations classées, DREAL Nord-Pas-de-Calais), M. Jean-Noël Mazere (DDTM, Vendée) et M. David Gonidec (Chargé de protection de la biodiversité DREAL Picardie) pour leur collaboration dans la transmission de rapports ayant permis la réalisation de cette étude. Nous remercions particulièrement Arnaud Le Nevé de la DREAL Pays-de-la-Loire pour sa contribution lors de l'initiation de l'étude et son aide dans la compréhension de l'articulation et le fonctionnement des différents services étatiques en charge de l'instruction des dossiers d'études d'impact et de suivis post-implantation. Nous remercions également le groupe éolien de la SFEPM pour son regard d'expert sur la construction d'une grille de lecture des dossiers, véritable socle de cette étude. Enfin nous remercions Étienne Ouvrard du groupe éolien de la SFEPM et Yves Bas du MNHN pour l'apport de leurs expériences dans les dossiers réglementaires éoliens. Nous remercions les deux évaluateurs de l'article (Laurent Tillon de l'ONF et un relecteur anonyme) pour leur relecture vigilante et leurs conseils d'amélioration de l'étude.

RÉFÉRENCES

- BAERWALD E. F. & BARCLAY R. M. R. 2009. — Geographic Variation in Activity and Fatality of Migratory Bats at Wind Energy Facilities. *Journal of Mammalogy* 90: 1341-1349. <https://doi.org/10.1644/09-MAMM-S-104R.1>
- BAERWALD E. F., D'AMOURS G. H., KLUG B. J. & BARCLAY R. M. R. 2008. — Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. *Current Biology* 18: 695, 696. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2008.06.029>
- CONVENTION CADRE SUR LES CHANGEMENTS CLIMATIQUES. 2015. — <http://unfccc.int/resource/docs/2015/cop21/fre/109r01f.pdf>
- CRYAN P. M. 2008. — Mating Behavior as a Possible Cause of Bat Fatalities at Wind Turbines. *The Journal of Wildlife Management*, 72: 845-849. <https://doi.org/10.2193/2007-371>
- CRYAN P. M. & BROWN A. C. 2007. — Migration of bats past a remote island offers clues toward the problem of bat fatalities at wind turbines. *Biological Conservation* 139 (1): 1-11. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2007.05.019>
- DÜRR T. & BACH L. 2004. — Fledermäuse als Schlagopfer von Windenergieanlagen – Stand der Erfahrungen mit Einblick in die bundesweite Fundkartei. *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz* 7: 253-264.
- ERICKSON J. L. & WEST S. D. 2002. — The Influence of Regional Climate and Nightly Weather Conditions on Activity Patterns of Insectivorous Bats. *Acta Chiropterologica* 4: 17-24. <https://doi.org/10.3161/001.004.0103>
- EUR-LEX. 2009. — <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/FR/TXT/PDF/?uri=CELEX:32009L0028&from=fr>
- GSÄNGER S. & PITTELOU J. D. 2012. — *World Wind Energy Annual Report 2012*. WWEA Head Office, Bonn, Germany, 22 p.
- HORN J. W., ARNETT E. B. & KUNZ T. H. 2008. — Behavioral Responses of Bats to Operating Wind Turbines. *The Journal of Wildlife Management* 72: 123-132. <https://doi.org/10.2193/2006-465>
- ICHTER J., PONCET L. & TOUROULT J. 2014. — *Catalogues des méthodes et des protocoles. Phase 1 : Étude de définition et proposition d'une démarche*. Rapport MNHN-SPN 2014-52. Service du Patrimoine Naturel, Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 30 p.
- JOHNSON G. D., ERICKSON W. P., STRICKLAND M. D., SHEPHERD M. F. & SHEPHERD D. A. 2000. — *Avian Monitoring Studies at the Buffalo Ridge Wind Resource Area, Minnesota: Results of a 4-year study*. Technical report prepared for Northern States Power Co., Minneapolis, MN, 212 p.
- JOMIER R., CHATAIGNER J., PONCET L., LEBEAU Y., ROBERT S., BOURGOIN T., CHAGNOUX S., SALTRE A., BORREMANNS C., ARCHAMBEAU A.-S., LECOQ M.-E., PAMERLON S., JUST A., MILON T., COUSIN J.-L., VIEL N. & BARREAU S. 2015. — *Standard de données SINP Occurrences de taxons, version 1.2*, MEDDE/MNHN, Paris, 102 p.
- KERBIRIOU C., JULIEN J. F., BAS Y., MARMET J., LEVIOL I., LORRILLERE R., AZAM C., GASC A. & LOIS G. 2015. — Vigie-Chiro : 9 ans de suivi des tendances des espèces communes. *Symbiose* 34 & 35: 1-4.

- LAVOUX T. & FÉMÉNIAS A. 2011. — *Compétences et professionnalisation des bureaux d'études au regard de la qualité des études d'impact (évaluations environnementales)*. Rapport n° 007411-01 du conseil général de l'environnement et du développement durable, 63 p.
- MEDDE 2010. — *Guide de l'étude d'impact sur l'environnement des parcs éoliens*. Ministère de l'écologie, du Développement durable et de l'énergie, 191 p.
- MILLON L., JULIEN J. F., JULLIARD R. & KERBIRIOU C. 2015. — Bat activity in intensively farmed landscapes with wind turbines and offset measures. *Ecological Engineering* 75: 250-257. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.11.050>
- PESTE F., PAULA A., LUÍS P., BERNARDINO J., PEREIRA P., MASCARENHAS M., COSTA H., VIEIRA J., BASTOS C., FONSECA C., JOÃO M. & PEREIRA R. 2015. — How to mitigate impacts of wind farms on bats ? A review of potential conservation measures in the European context. *Environmental Impact Assessment Review* 51: 10-22. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2014.11.001>
- PHILLIPS J. F. 1994. — *The Effect of a Wind Farm on the Upland Breeding Bird Communities of Bryn Tili, Mid-Wales: 1993-1994*. RSPB, The Welsh Office, Bryn Aderyn, The Bank, Newtown, Powys.
- REICHENBACH M. 2002. — *Auswirkungen von Windenergieanlagen auf Vögel – Ausmaß und planerische Bewältigung*. Dissertation à la TU Berlin, 207 p.
- RODRIGUES L., BACH L., DUBOURG-SAVAGE M. J., GOODWIN J., HARBUSCH C. 2008. — Lignes directrices pour la prise en compte des Chauves-souris dans les projets éoliens. *EUROBATS Publication Series 3* (version française).
- RODRIGUES L., BACH L., DUBOURG-SAVAGE M. J., KARAPANDZA B., KOVAC D., KERVYN T., DEKKER J., KEPEL A., BACH P., COLLINS J., HARBUSCH C., PARK K., MICEVSKI B. & MINDERMAN J. 2014. — Guidelines for consideration of bats in wind farm projects – Revision 2014. *EUROBATS Publication Series 6* (English version).
- SCHUSTER E., BULLING L. & KÖPPEL J. 2015. — Consolidating the State of Knowledge: A Synoptical Review of Wind Energy's Wildlife Effects. *Environmental Management* 56 (2): 300-331. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0501-5>
- SFEPM. 2012. — *Méthodologie pour le diagnostic chiroptérologique des projets éoliens*, 17 p.
- WINKELMANN J. E. 1989. — *Vogels Het Windpark Nabij Urk (Nop): Aanvarings Slachtoffers en Verstoring Van Pleisterende Eenden, Ganzen En Zwanen*. RIN-rapport 89/15, Arnhem, 169 p.

Soumis le 5 février 2016;
 accepté le 8 juin 2016;
 publié le 15 février 2017.

Résumé

L'aménagement du territoire et l'intensification agricole constituent deux causes majeures du déclin de la biodiversité. La plupart des projets d'aménagement sont tenus d'appliquer la séquence « éviter-réduire-compenser » (ERC) aux impacts générés, pour atteindre une absence de perte nette de biodiversité. La mise en place de cette séquence dans le cas de la construction de parcs éoliens se heurte à la difficulté d'évaluation et de prédiction des impacts dont la mortalité par collisions avec les chiroptères et l'avifaune. Nous avons en effet montré dans un travail préliminaire que les manques théoriques sur l'évaluation de l'impact combinés à une qualité variable des études réglementaires amènent aujourd'hui à i) un évitement et une réduction peu efficaces, ii) une compensation la plupart du temps inexistante ou hasardeuse. Face aux contraintes d'implantation, les éoliennes sont principalement installées en milieu agricole. Ce dernier, en plus de constituer un espace de production alimentaire, de support d'énergie renouvelable et de biodiversité, doit également assurer le rôle de compensation des impacts générés par la production d'énergie éolienne. Il apparaît d'autant plus urgent d'étudier cette problématique que ces impacts semblent pouvoir affecter les populations d'espèces en fort déclin.

Dans un premier temps, nous avons quantifié un deuxième type d'impact des éoliennes, la répulsion exercée sur les chiroptères, jusqu'ici largement méconnue et de ce fait non pris en compte dans les projets d'implantation. Nous mettons en évidence un fort impact négatif de la présence d'éoliennes sur la fréquentation des haies par les chiroptères jusqu'à une distance minimale de 1000 m autour de l'éolienne, engendrant ainsi d'importantes pertes d'habitats. Or, à l'échelle du nord-ouest de la France, 89% des éoliennes sont implantées à moins de 200 m d'une lisière arborée (haie ou forêt), cette distance constituant une recommandation européenne. Cette étude améliore donc les connaissances liées à l'implantation des éoliennes pour optimiser l'évitement d'une partie des impacts, les rendant compensables par leur quantification.

Nous avons ensuite comparé différentes mesures couramment utilisées en compensation (jachères et infrastructures agroécologiques), en développant un calcul d'équivalence multi-taxonomique entre ces mesures. Ceci a permis en toute transparence de proposer des alternatives aussi efficaces à une mesure peu acceptable (par exemple les jachères en contexte grandes cultures), maximisant les leviers de mise en place de la compensation.

Enfin, nous avons évalué la faisabilité de mesures compensatoires potentiellement plus acceptables, non plus axées sur l'ajout d'éléments dans la matrice agricole, mais sur des mesures visant directement la qualité de cette matrice support de biodiversité. En se focalisant sur des changements de pratiques agricoles n'engendrant pas ou peu de pertes de rendement, nous montrons que la simplification du travail du sol peut apporter de forts bénéfices à l'avifaune et aux chiroptères. Toutefois, ce bénéfice peut fortement varier en fonction des pratiques visant à limiter l'excès de végétation spontanée généré par l'absence de labour. Une diminution du travail du sol et de l'usage d'herbicides peuvent créer des gains comparables à ceux obtenus en agriculture biologique.

La thèse souligne l'urgence de reconsidérer les stratégies actuelles d'implantation et d'exploitation des éoliennes en milieu agricole, causant de fortes pertes d'habitats et une mortalité systématique. Elle montre aussi qu'en dépit des manques de connaissances limitant les possibilités d'un dimensionnement des mesures compensatoires fondé sur une quantification intégrale des impacts, nous sommes en mesure d'apporter d'ores et déjà des gains écologiques efficaces en milieu agricole grâce à des mesures acceptables par l'ensemble des acteurs.